

Grundwasser und Boden

Möglichkeiten und Grenzen der Sickerwasserprognose in der Praxis

Beiträge zum Diskussionsforum Bodenwissenschaften
am 25. Oktober 2007

Stiftung Fachhochschule Osnabrück
Fakultät Agrarwissenschaften & Landschaftsarchitektur
Master-Studiengang Bodennutzung und Bodenschutz
Heft 8

Impressum

Diskussionsforum Bodenwissenschaften, Heft 8 (2007):

Grundwasser und Boden – Möglichkeiten und Grenzen der Sickerwasserprognose in der Praxis

Herausgeber:

Master-Studiengang Bodennutzung und Bodenschutz
in der Fakultät Agrarwissenschaften & Landschaftsarchitektur

Stiftung Fachhochschule Osnabrück

Oldenburger Landstraße 24

D-49090 Osnabrück

Telefon: 0541-969-5110

Telefax: 0541-969-5170

e-mail: al@fh-osnabrueck.de

Internet: <http://www.al.fh-osnabrueck.de>

<http://www.al.fh-osnabrueck.de/bodenforum.html>

Redaktion und Layout:

Dipl.-Geogr. Lutz Makowsky (l.makowsky@fh-osnabrueck.de)

Prof. Dr. Helmut Meuser (h.meuser@fh-osnabrueck.de)

Prof. Dr. Klaus Mueller (k.mueller@fh-osnabrueck.de)

Für den Inhalt der Einzelbeiträge zeichnen die Autoren verantwortlich.

Vorwort

Nach wie vor bestimmt die Gefährdungsabschätzung auf altlastverdächtigen Flächen die tägliche Praxis in gutachterlich tätigen geowissenschaftlichen Ingenieurbüros. Seit in Kraft treten der Bundes-Bodenschutz-Gesetzgebung vor nunmehr knapp 10 Jahren bildet der Wirkungspfad Boden – Grundwasser dabei einen wesentlichen Schwerpunkt. Dieser bezieht sich im Kern auf die Sickerwasserprognose, deren tragende Säulen einerseits die Ermittlung der *Quellstärke* und andererseits die *Transportprognose* darstellen. Mit dem Ziel der Konkretisierung der Verfahrensweise zur Umsetzung der Sickerwasserprognose sind in den vergangenen Jahren bundesweite Anstrengungen unternommen und Erkenntnisse gewonnen worden, deren Ergebnisse in die vorgesehene Novellierung der Bundes-Bodenschutz- und Altlasten-Verordnung einfließen sollen.

Um den Anwendern bereits zum jetzigen Zeitpunkt die *Möglichkeiten und Grenzen der Sickerwasserprognose* aufzuzeigen, sieht das Konzept des diesjährigen Diskussionsforums Bodenwissenschaften „Grundwasser und Boden“ vor, zunächst die Grundlagen zum Verständnis der Sickerwasserprognose zu schaffen. Die aktuellen Entwicklungen zur Durchführung der Ermittlung der Quellstärke inklusive des Standes der Normierung gehen der Vorstellung von Ansätzen zur Transportprognose voraus. Beide Themenbereiche werden anhand von konkreten Fallbeispielen näher beleuchtet. Hierzu wird sowohl eine punktuelle als auch eine flächenhafte Bewertung des Wirkungspfades Boden – Grundwasser aus der Praxis in nationalem und internationalem Maßstab vorgestellt.

Die Veranstalter möchten allen Mitwirkenden, insbesondere den Vortragenden, für die spontane Zusage danken, die Tagung mit ihren Beiträgen zu bereichern. Allen Helferinnen und Helfern hinter und vor den Kulissen sowie der Leitung der Fakultät Agrarwissenschaften & Landschaftsarchitektur der Fachhochschule Osnabrück, die durch ihr Engagement die Voraussetzungen für eine erfolgreiche Durchführung des Diskussionsforums Bodenwissenschaften liefern, gilt unser Dankeschön. Wir wünschen allen Teilnehmenden ein lohnenswertes *Diskussions*-Forum Bodenwissenschaften!

Osnabrück, 25.10.2007

Lutz Makowsky
Helmut Meuser
Klaus Mueller

Anschriften der Referenten

Dr. Sven Altfelder	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) Geozentrum Hannover Stilleweg 2 D-30655 Hannover E-Mail: Sven.Altfelder@bgr.de
Dr. Wilhelmus Duijnisveld	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) Geozentrum Hannover Stilleweg 2 D-30655 Hannover E-Mail: duijnisveld@bgr.de
Bernhard Engeser	Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Niedersachsen Stilleweg 2 D-30655 Hannover E-Mail: grundwassermanagement@lbeg.niedersachsen.de
Dr. Joachim Gerth	Technische Universität Hamburg-Harburg Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft Eißendorfer Straße 40 (N) D-21073 Hamburg E-Mail: gerth@tu-harburg.de
Dr. Niels Hartog	TNO (Toegepast-Natuurwetenschappelijk Onderzoek) Built Environment and Geosciences Geological Survey of the Netherlands Subsurface and Groundwater Princetonlaan 6 NL-3584 CB Utrecht E-Mail: niels.hartog@tno.nl
Dr. Ute Kalbe	Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung Fachgruppe IV.3 Abfallbehandlung und Altlastensanierung Arbeitsgruppe IV. 31 Altlastenbehandlung und Umwelttechnik Unter den Eichen 87 D-12205 Berlin E-Mail: Ute.Kalbe@bam.de
Dr. Michael Kerth	Dr. Kerth + Lampe Geo-Infometric GmbH Walter-Bröker-Ring 17 D-32756 Detmold E-Mail: m.kerth@dr-kerth-lampe.de

- Lutz Makowsky** Fachhochschule Osnabrück
Fakultät Agrarwissenschaften & Landschaftsarchitektur
Fachgebiet Bodenschutz und Bodensanierung
Oldenburger Landstraße 24
D-49090 Osnabrück
E-Mail: l.makowsky@fh-osnabrueck.de
- Prof. Dr.
Helmut Meuser** Fachhochschule Osnabrück
Fakultät Agrarwissenschaften & Landschaftsarchitektur
Fachgebiet Bodenschutz und Bodensanierung
Oldenburger Landstraße 24
D-49090 Osnabrück
E-Mail: h.meuser@fh-osnabrueck.de
- Dr. Bernd Steinweg** Stadt Mönchengladbach
Fachbereich Umweltschutz und Entsorgung
Abteilung Bodenschutz
Rathaus Rheydt
D-41236 Mönchengladbach
E-Mail: Bernd.Steinweg@moenchengladbach.de
- Jeroen Ter Meer** IDDS bv
Industrial Design & Development Services
Fahrenheitstraat 1B
Postbus 79
NL-6710 BB Ede
E-Mail: jtermeer@idds.nl

Inhaltsverzeichnis

Konzepte zur Bewertung des Schadstoffpfades Boden – Grundwasser 1

Joachim Gerth

Methoden zur Quelltermmittlung – Stand der Validierung und Standardisierung 11

Ute Kalbe

Ein Verfahren zur Erfassung der Quellskonzentration bei der Sickerwasserprognose 23

Lutz Makowsky und Helmut Meuser

Sickerwasserprognose im Modell – Vergleichende Betrachtung verschiedener Konzepte im Hinblick auf ihren Einsatz in der Praxis 39

Sven Altfelder

Durchführung einer Sickerwasserprognose im Rahmen der Gefährdungsabschätzung auf einem zivil genutzten Schießstand 51

Bernd Steinweg und Michael Kerth

Contaminant sources, pathways and receptors at the Rotterdam Port Area – a non-site-specific approach 71

Jeroen Ter Meer, Niels Hartog, Johan Valstar, Annemieke Marsman and Huub Rijnaarts

Empfehlungen und Arbeitshilfen von BLA-GEO und LABO-ALA für die Durchführung der Sickerwasserprognose 83

Wilhelmus H.M. Duijnisveld und Bernhard Engeser

Konzepte zur Bewertung des Schadstoffpfades Boden – Grundwasser

Joachim Gerth

1 Einleitung

Das Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) und die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) regeln die Untersuchung und Bewertung von Verdachtsflächen, altlastverdächtigen Flächen, schädlichen Bodenveränderungen und Altlasten. Zur Bewertung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser ist eine „Sickerwasserprognose“ durchzuführen, mit der die von kontaminierten Flächen ausgehenden oder in Zukunft zu erwartenden Schadstoffeinträge in das Grundwasser abzuschätzen sind. Hierbei geht es nicht unmittelbar um Bodenschutz, sondern um den Schutz des Grundwassers vor unzulässigen Stoffeinträgen aus dem Boden. Eine Bodenkontamination ist nur insoweit zulässig, wie durch die Filter-, Puffer- und Transformatorfunktion des Bodens ein Überschreiten von festgelegten Schadstoffkonzentrationen (Geringfügigkeitsschwelle oder Prüfwert) im Übergangsbereich Sickerwasser/Grundwasser verhindert wird. Dort liegt der Ort der Beurteilung (Abb. 1).

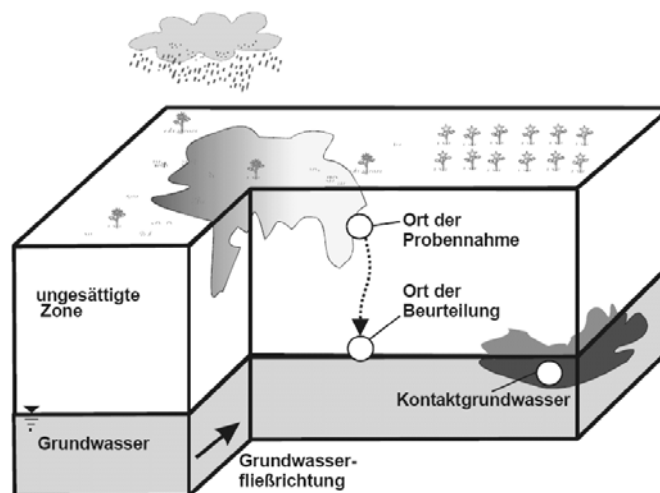


Abb. 1: Schädliche Bodenveränderung/Altlast in der gesättigten und ungesättigten Zone (LABO-ALA 2003)

Bei Schadstoffquellen, die sich in der gesättigten Zone befinden, sind die Schadstoffkonzentrationen in der unmittelbaren Kontaktzone Wasser/Feststoff maßgebend. Grundkonzept der Sickerwasserprognose ist jedoch die Mobilisierung von Schadstoffen aus einer oberflächennahen Quelle, der Transport, Rückhalt und evtl. Abbau in der wasserungesättigten Bodenzone und der Eintritt in das Grundwasser. Entscheidend ist dabei unter anderem die Quellstärke, die als der gesamte durch Auswaschung hervorgerufene Massenfluss aus der kontaminierten Schicht in die darunter liegenden unbelasteten Schichten definiert ist (Oberacker und Eberle 2002).

Bei einer bereits vorhandenen Kontamination (Altlast) ist das Konzept der Sickerwasserprognose im Hinblick auf den Ort der Beurteilung überzeugend. Der Bezug der Prüfwerte oder Geringfügigkeitsschwellen (GFS) auf den Übergangsbereich Sickerwasser/Grundwasser schließt Verdünnungseffekte im Grundwasser aus. Entsprechend der Definition der GFS wird so gewährleistet, dass im Grundwasser auch bei einer Erhöhung der Stoffgehalte gegenüber regionalen Hintergrundwerten keine relevan-

ten ökotoxischen Wirkungen auftreten können und die Anforderungen der Trinkwasserverordnung oder entsprechend abgeleiteter Werte eingehalten werden (LAWA 2004).

Weniger überzeugend ist dieses Konzept bei kontaminierten Materialien, die erst zukünftig auf oder in den Boden gebracht werden sollen (Abfallverwertung und Produkteinsatz). Der gesetzlichen Regelung würde man entsprechen, wenn die abzulagernde Schicht bzw. die Kontamination des Materials je nach Rückhalte- und Abbauwirkung der durchsickerten ungesättigten Bodenzone bemessen wird. Bei hoher Sorptionsstärke und größerem Flurabstand wären dann also die Bedingungen für den Einbau von kontaminiertem Material besonders günstig. Nach einem Vorschlag der LAWA (2002) sollten die Prüfwerte nicht erst am Ort der Beurteilung, sondern aus Gründen der Vorsorge bereits am Ort des Einbaus eingehalten werden. Ort des Einbaus ist die Unterkante einer Aufschüttung oder Verfüllung. Damit soll einer übermäßigen Bodenbelastung vorgebeugt und vermieden werden, dass der Grundwasserschutz zu Lasten des Bodenschutzes geht (Böhme und Leuchs 2002). In diesem Fall würde also die Quellstärke das entscheidende Prüfkriterium darstellen. Die Quellstärke des eingesetzten Materials muss vor der Ablagerung durch Untersuchung im Labor bestimmt werden. Bei der Sickerwasserprognose im Zusammenhang mit Abfallverwertung und Produkteinsatz kommt daher der Materialuntersuchung im Labor eine herausragende Bedeutung zu.

2 Rahmenbedingungen

In der BBodSchV wird kein bestimmtes Verfahren zur Durchführung der Sickerwasserprognose vorgeschrieben. Der Gesetzgeber nennt im Zusammenhang mit der Bestimmung von Schadstoffkonzentrationen und -frachten im Bodensickerwasser verschiedene Untersuchungsmethoden. Für die Prognose von Schadstoffkonzentrationen am Ort der Beurteilung, werden keine konkreten Verfahren oder Berechnungsschritte genannt. Die fehlenden bzw. unzureichenden methodischen Instrumente waren Anlass zur Entwicklung praxistauglicher Methoden im Rahmen des BMBF-Forschungsschwerpunktes „Sickerwasserprognose“.

Eine Abschätzung der Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung kann auf unterschiedliche Art vorgenommen werden: durch Bodenuntersuchungen, Sickerwasserbeprobungen, In situ-Untersuchungen und Grundwasseruntersuchungen. Eine Prognose über die zukünftige Entwicklung des Schadstoffeintrags in das Grundwasser ist jedoch nur bei der Verfahrensvariante „Bodenuntersuchung“ möglich. Eine Bodenuntersuchung im Rahmen einer Sickerwasserprognose beinhaltet die Bestimmung des Schadstoffinventars im Boden sowie die Schätzung des aktuellen und zukünftigen Schadstoffaustrags mit dem Sickerwasser. Im Einzelnen sind folgende Punkte zu berücksichtigen (LABO-ALA 2003):

I. Die Schadstoff-Gesamtgehalte in Bodenproben können mit geeigneten Methoden bestimmt werden (Anhang 1, Nr. 3.1.3, BBodSchV). Aufgrund der höheren Untersuchungsdichte ermöglichen Detailuntersuchungen zusätzlich die Abschätzung der Gesamtmenge der im kontaminierten Boden verteilten Schadstoffe.

II. Das Freisetzungsverhalten der Schadstoffe in Böden kann mittels Elutions-/Extraktionsuntersuchungen beurteilt werden (Anhang 1, Nrn. 3.1.2 und 3.3, BBodSchV). In bestimmten Fällen kann das Freisetzungsverhalten hilfsweise über die chemisch-physikalischen Eigenschaften der Schadstoffe (Mobilität) abgeschätzt werden (Anhang 2).

III. Die Schutzfunktion der ungesättigten Zone ist laut Anhang 1, Nr. 3.3, der BBodSchV einzuschätzen. Die Schutzfunktion hängt u.a. von der Mächtigkeit der unbelasteten Grundwasserüberdeckung, der Sickerwasserrate, der Durchlässigkeit und den Sättigungsverhältnissen des Bodens, der Bodenart, dem Ton- und Humusgehalt, den Textureigenschaften des Bodens (z.B. Makroporen, Inhomogenitäten), den Milieubedingungen im Boden sowie von der Abbaubarkeit der Schadstoffe ab.

IV. Der aktuelle und zukünftige Schadstoffeintrag in das **Grundwasser** am Ort der Beurteilung ist abzuschätzen, indem der Schadstoffaustrag aus dem verunreinigten Boden und die Schutzfunktion der ungesättigten Zone gemeinsam betrachtet werden.

Punkt I ist meist unkompliziert. Dabei sollte möglichst auch zwischen mobiler und immobilisierter Schadstofffraktion unterschieden werden. Letztere ist für die Transportbetrachtung nicht relevant. Punkte II-IV beinhalten dagegen ein Höchstmaß an Komplexität und verdeutlichen, dass man nur zu einer (groben) Abschätzung des zukünftigen Schadstoffeintrags in das Grundwasser gelangen kann. Der Modellfall mit einer aufliegenden kontaminierten Schicht als Schadstoffquelle und einer darunter liegenden, zunächst unkontaminierten ungesättigten Bodenschicht ist nur bei einem Auftrag von kontaminiertem Material gegeben. Bei Altlasten ist die Schadstoffverteilung über Fläche und Tiefe variabel. In der Regel ist dies auch beim Aufbau des Bodens der Fall. Mobilisierungs-, Verlagerungs- und Abbauvorgänge variieren in Abhängigkeit von der Durchfeuchtung und unterliegen, ebenso wie der Flurabstand, saisonalen Schwankungen. Grundlage für eine zeitlich/räumliche Projektion müssen daher vereinfachende Annahmen sein. So ist bereits die Materialuntersuchung zur experimentellen Bestimmung des Freisetzungsverhaltens (Quellstärke) nur unter standardisierten Bedingungen möglich. Die Variabilität der natürlichen Verhältnisse lässt sich im Experiment nicht abbilden. Hier gilt es, ein Verfahren anzuwenden, das „realitätsnah“ und gleichzeitig praxistauglich ist.

In der aktuell noch gültigen Version sieht die BBodSchV zur Bestimmung der Quellkonzentration bei anorganischen Schadstoffen den Bodensättigungsextrakt (BoSE, Anhang 1, Nr. 3.1.2, BBodSchV), bei organischen Schadstoffen einen Säulenversuch vor. Für anorganische Schadstoffe werden zusätzlich der S4-Test nach DIN 38414-4 und die Ammoniumnitratextraktion nach DIN 19730 genannt, beides Schütteltests mit unrealistisch hohem Lösungsanteil. Salzlösungen wie Ammoniumnitrat sind auch deshalb ungeeignet, weil einzelne Schadstoffe (insbesondere Kupfer) durch Komplexbildung bevorzugt mobilisiert werden. Außerdem ist von Bedeutung, dass erhöhte Salzkonzentrationen Oberflächenpotentiale beeinflussen und damit die Konzentration ionarer Stoffe in der Lösung entscheidend bestimmen. Der Bodensättigungsextrakt ist bei einmaliger Aufsättigung des Porenraums ein

statisches Verfahren, bei dem überwiegend leicht verfügbare Anteil mobilisiert werden. Gerade zu diesem Zweck, der Bestimmung der Elektrolytkonzentration in der Bodenlösung, wurde die Methode ursprünglich entwickelt (U.S. Soil Salinity Staff 1954). Entsprechend der in der BBodSchV (1999) beschriebenen Methode wird die Aufsättigung über 24 Stunden bei 5 °C vorgenommen. Bei salzhaltigem Material sollte die Lösung mehrfach ausgetauscht werden, bis die elektrische Leitfähigkeit stabil ist. Ziel muss es jedoch sein, auch die durch ratenlimitierte Freisetzung kontrollierte stabile Schadstoffkonzentration zu erfassen. Günstig ist das geringe und realitätsnahe Wasser/Feststoff(W/F)-Verhältnis.

Die im Rahmen der BBodSchV genannten Laborverfahren zur Quellstärkenermittlung stellen keine idealen Lösungen dar, so dass hier ein Entwicklungsbedarf besteht. Zu entwickeln ist ein dynamischer Test, der gleichermaßen für anorganische und organische Schadstoffe einsetzbar ist. Ein weiterer wesentlicher Aspekt wird in der BBodSchV nicht berücksichtigt: alkalische Substrate wie z.B. Müllverbrennungsasche oder Bauschutt unterliegen bei Kontakt mit Wasser und Luft rasch ablaufenden Alterungsvorgängen. Zunächst werden lösliche Salze ausgewaschen. Gleichzeitig kommt es zu Hydratisierungs- und Oxidationsreaktionen bei stark alkalischen Verhältnissen. Das Material wird unter Ablagerungsbedingungen durch erhöhte CO₂-Gehalte der Bodenluft carbonatisiert, so dass der pH-Wert des Sickerwassers alsbald durch Carbonate kontrolliert wird. Die Carbonatpufferphase kann je nach Ablagerungsbedingungen über Jahrzehnte bis Jahrtausende andauern und ist als diejenige Phase anzusehen, die für eine Langzeit-Sickerwasserprognose relevant ist. Ein Verfahren zur Quellstärkenermittlung von alkalischen Reststoffen sollte daher die Möglichkeit zu einer CO₂-Behandlung bieten, um die Produkte in einen langzeitstabilen Zustand zu überführen. Nur so ist für diese Stoffgruppe die mittel- bis langfristig zu erwartende Quellstärke zu ermitteln.

Für den Schadstoffeintrag in das Grundwasser (Transportprognose) sind anwenderfreundliche Instrumente zu entwickeln. Sie sollten u.a. über eine interaktive Benutzeroberfläche verfügen, eine eindeutige Aussage liefern und keine besonderen wissenschaftlichen Spezialkenntnisse erfordern.

3 Technische Lösungen

3.1 Säulenversuche zur Quelltermittlung von Lockermaterial

Wesentliche Anforderung an ein Laborverfahren ist eine hohe Reproduzierbarkeit, die sich am ehesten mit einem möglichst einfachen Versuchsansatz erfüllen lässt. Diese Forderung impliziert den Einsatz aufbereiteten Materials, d.h. das entnommene Probenmaterial wird luftgetrocknet, homogenisiert, ggfs. gesiebt und mit Hilfe eines Probenteilers für Parallelansätze, ergänzende Untersuchungen und die Herstellung von Rückstellproben geteilt. Diese Vorgehensweise ist nur anwendbar auf Material, das unter belüfteten Verhältnissen abgelagert wurde bzw. abgelagert werden soll und das keine flüchtigen Schadstoffe enthält. Letztere können auch berücksichtigt werden, indem das zu untersuchende Material direkt am Standort mit einem Stechzylinder entnommen und dieser direkt in eine Säulenversuchsanlage eingebaut wird.

Materialuntersuchungen mit dem Ziel eines Schätzwertes für die Quellkonzentration sollten unter „wirklichkeitsnahen“ Bedingungen erfolgen, d.h. bei längerer Wasser/Feststoff-Kontaktzeit und engem Wasser/Feststoff-Verhältnis im Säulenversuch, stationären Verhältnissen bezüglich der Wasser-

bewegung und bei konstanter Versuchstemperatur. Besondere Bedeutung kommt dem Mengenverhältnis Wasser/Feststoff (W/F) sowie dem sich im Versuch einstellenden pH-Wert zu. Diese beiden Variablen werden als Haupteinflussgrößen auf die mobilitätsbestimmenden Prozesse Lösung, Desorption und Diffusion angesehen. Vor allem bei anorganischen Schadstoffen wird die Freisetzung in starkem Maße durch Diffusionsvorgänge kontrolliert (van der Slood 1997).

Standardmäßig werden Säulenelutionstests unter wassergesättigten Bedingungen durchgeführt. Dabei wird das Material von unten nach oben durchströmt (Abb. 2). Durch Luftabschluss können sich, insbesondere bei Material mit höheren Anteilen an organischer Substanz, reduzierende Verhältnisse ausbilden mit der Folge einer erhöhten Schadstoffmobilisierung.

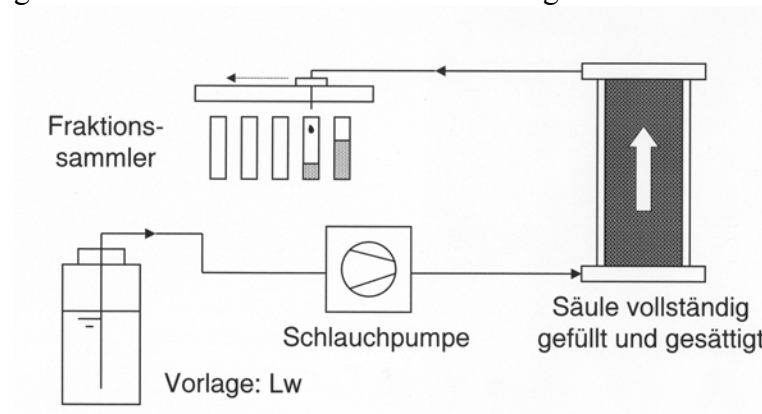


Abb. 2: Schema eines Säulenversuchsaufbaus für wassergesättigte Verhältnisse

Wirklichkeitsnah werden die Verhältnisse im Boden am ehesten durch Säulenversuche unter wasserungesättigten Verhältnissen simuliert. Dieser Ansatz erfordert jedoch eine Versuchszeit von mehreren Wochen und ist für Routineanwendungen nicht geeignet. Durch den Luftanteil im Porenraum können keine Phasenumwandlungen und Mobilisierungseffekte durch reduzierende Bedingungen entstehen. Das Säulengefäß ist am Boden mit einem Filterelement versehen, über das eine Saugspannung in die wassergesättigten Poren übertragen und die von oben aufgebene Lösung nach Passage des Porenraums abgesaugt wird (Abb. 3a). Mit dieser Versuchstechnik kann auch Material mit geringer Wasserleitfähigkeit getestet und die Gaszusammensetzung im luftgefüllten Porenraum kontrolliert werden.

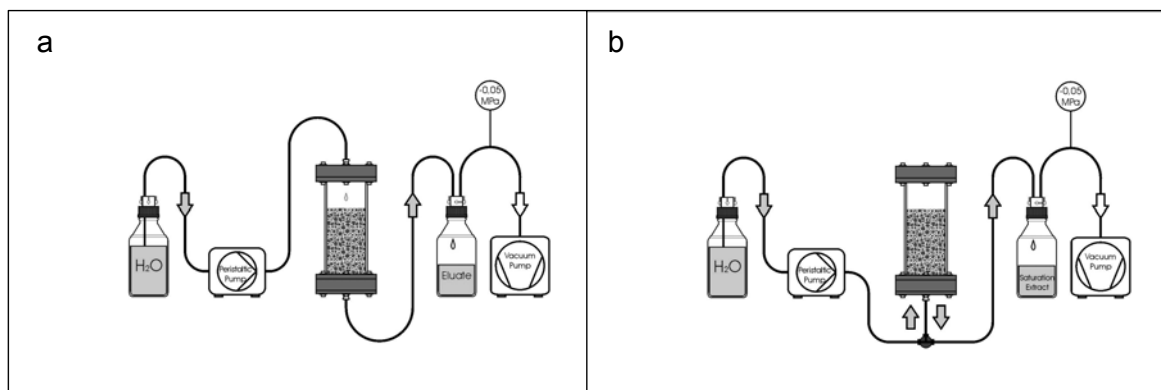


Abb. 3: Schema eines Säulenversuchsaufbaus für (a) wassergesättigte Verhältnisse und (b) mehrfache Bodensättigungsextraktion, MBoSE (Gerth 2007)

Als Kombinationsverfahren kann ein mehrfacher konsekutiver Bodensättigungsextrakt (MBoSE) angewandt werden. Das Material wird dazu wie beim Säulenversuch einmalig in das Säulengefäß eingefüllt und nicht mehr bewegt. Der Versuchsaufbau basiert auf einem Säulenversuch unter wasserungesättigten Verhältnissen und wird nur geringfügig modifiziert (Abb. 3b). Nach Aufsättigung über den Säulenboden wird die Lösung nach 24 Stunden bei 5 °C wieder abgezogen. Der Versuch besteht aus mindestens 6 Extraktionen in Folge. Wie sich in verschiedenen Versuchsserien zeigte, entspricht die Endkonzentration der untersuchten Schadstoffe häufig den nach mehrwöchiger Beregnung unter wasserungesättigten Bedingungen erzielten Werten.

Ein Anwendungsbeispiel des MBoSE-Verfahrens ist zusammen mit den Ergebnissen eines Säulenversuchs (gesättigt) in Abb. 4 dargestellt. Die Anfangskonzentration lag beim Blei um den Faktor 2,6 über dem Endwert und sollte als worst case-Variante mit berücksichtigt werden. Als Endkonzentrationen im 6. Sättigungsextrakt ergaben sich für Blei $273 \pm 28 \mu\text{g/L}$ und für Antimon $96 \pm 5,4 \mu\text{g/L}$ (Abb. 4).

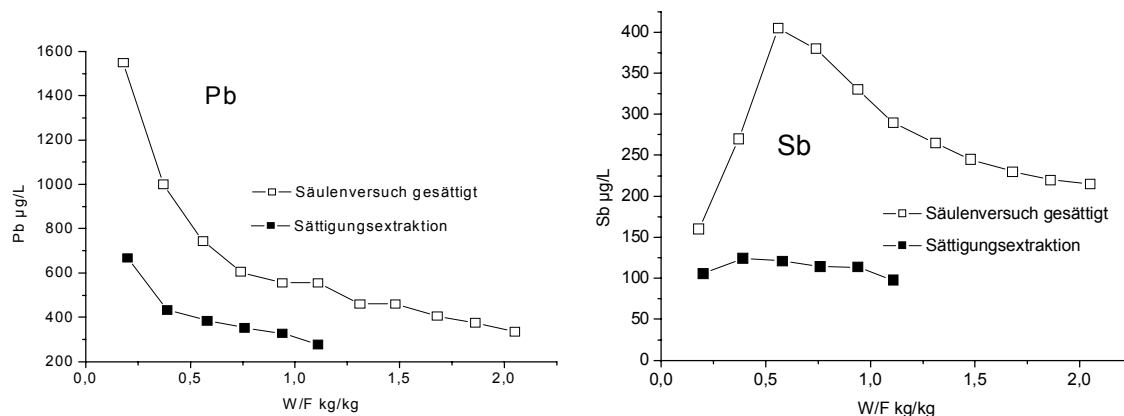


Abb. 4: Blei (links) und Antimon (rechts) in konsekutiven Sättigungsextrakten und Eluaten eines Säulenversuchs unter wassergesättigten Verhältnissen für einen Schießplatzboden als Funktion des W/F-Verhältnisses (MBoSE bei 5 °C, Gesamtdauer 10 Tage; Säulenversuch von Dr. W. Berger und Dr. I. Scheuring, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, bei 10 °C, Gesamtdauer 10 Tage)

Mit diesem Bodenmaterial wurde vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft (Dr. W. Berger, Dr. I. Scheuring) zum Vergleich ein Säulenversuch unter wassergesättigten Verhältnissen mit 10-fachem Austausch des Porenvolumens bei gleicher Versuchsdauer (10 Tage) und etwas höherer Temperatur (10 °C) durchgeführt (Abb. 4). Während die Säulenelution für Blei mit $330 \mu\text{g/L}$ einen vergleichbaren Endwert ergab, lag die Antimonkonzentration mit $215 \mu\text{g/L}$ um das Doppelte höher. Die Ursache für diese Abweichung konnte nicht geklärt werden. Grundsätzlich bleibt festzustellen, dass beide Methoden vergleichbare Ergebnisse liefern und als Methode zur Quelltermittlung in Frage kommen. Die beim MBoSE angewandte periodische Sättigung und Entsättigung bietet zusätzlich die Möglichkeit zur CO_2 -Behandlung des Substrats, wie sie bei der Untersuchung von alkalischen Produkten als erforderlich angesehen wird.

3.2 Mehrfacher Sättigungsextrakt/Säulenversuch mit CO₂-Behandlung

Eine CO₂-Behandlung alkalischer Produkte wie Hausmüllverbrennungsasche (HMVA) oder Bauschutt (BS) (Materialien aus dem BMBF-Förderschwerpunkt „Sickerwasserprognose“, Berger und Kalbe 2003) dient der Überführung in den carbonatgepufferten Zustand, so dass Ablagerungsbedingungen simuliert werden, wie sie für das mittel- und langfristige Elutionsverhalten maßgeblich sind. Sie dient zudem der Stabilisierung des Materials, das unmittelbar nach Befeuchtung intensiv mit CO₂ und Wasser reagiert. So bilden sich bei HMVA nach kurzzeitiger Befeuchtung und Exposition an der Luft Sekundärphasen wie Calcit und Ettringit unter Abnahme der Primärphase Portlandit. Würde man derartige Stoffe ohne CO₂-Behandlung testen, wäre der Einfluss der Stoffumwandlung während der Testphase nicht einschätzbar. Außerdem bliebe unberücksichtigt, dass unter Ablagerungsbedingungen die Aggregatoberflächen relativ rasch carbonatisiert werden und das Sickerwasser-pH von nahe 12 (HMVA) bzw. 13,5 (BS) auf einen Wert um pH 8 absinkt. In einem Vorbehandlungsschritt sollte daher das in die Säule eingebaute Material zunächst durch einen 1. Sättigungsextrakt vorbefeuchtet und anschließend durch Einleiten von reinem CO₂ in den luftgefüllten Porenraum carbonatisiert werden. Dazu wird die Säulenversuchsapparatur mit einem CO₂-Vorrat kombiniert. Voraussetzung für die CO₂-Behandlung ist die Überdrucktauglichkeit der Säulenapparatur. Die Säulengefäße sollten für Überdruck bis 2 bar ausgelegt sein und sind mit einem Drucksensor sowie einer Dosiereinrichtung auszustatten, so dass die applizierte CO₂-Menge gemessen werden kann (Abb. 5).

Die Behandlungsmethode erwies sich als schnell und wirksam (Gerth 2007). Die Überdruckbehandlung bei 1 bar muss nach Einbau im Säulengefäß erfolgen, weil das Material anschließend nicht mehr bewegt werden darf. Sonst würden die Carbonatkrusten wieder aufbrechen und den pH-Wert im Eluat/Extrakt erneut ansteigen lassen.

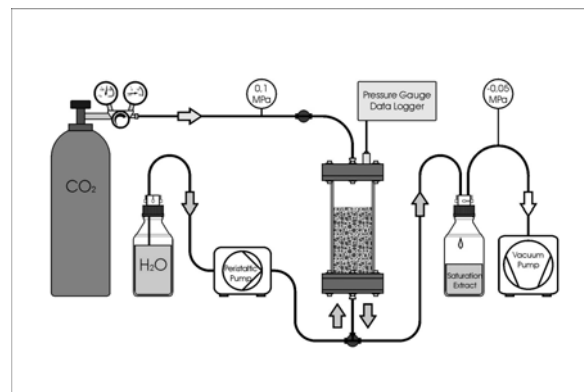


Abb. 5: Schema zu CO₂-Behandlung und kombiniertem Bodensättigungsextrakt

Die Bedeutung der CO₂-Behandlung liegt in der Herstellung nachhaltiger Reaktionsbedingungen in Form carbonatgepufferter Verhältnisse. Wird dieser Schritt nicht durchgeführt, ergeben sich z.B. für Kupfer, wie in Abb. 6 dargestellt, sehr viel höhere Konzentrationen im Sättigungsextrakt. Unter Ablagerungsbedingungen ist für kurzfristige Betrachtungen auch der Originalzustand des Materials von Bedeutung. Für eine mittel- bis langfristige Bewertung ist jedoch der carbonatgepufferte Zustand von größerem Interesse.

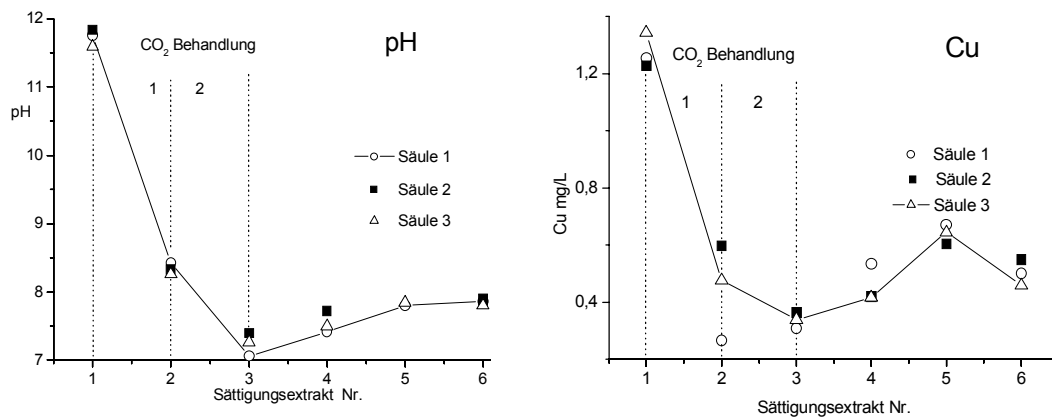


Abb. 6: Beispiel für CO₂-Anwendung: pH-Wert und Kupfer in 6 konsekutiven Sättigungsextrakten von Hausmüllverbrennungsasche, zweimalige CO₂-Behandlung (30 cm-Säulengefäß, 5 °C)

4 Schlussfolgerungen

Bei der Sickerwasserprognose kommt der Materialuntersuchung im Zusammenhang mit der Verwertung von Produkten eine besondere Bedeutung zu. Instabile Stoffe wie Verbrennungsprodukte, die sich unter atmosphärischen Bedingungen umwandeln, müssen durch Vorbehandlung (Reaktion mit CO₂) stabilisiert werden. Erst dann können für das Langzeitverhalten unter Ablagerungsbedingungen relevante Eluatkonzentrationen (Quellstärke) ermittelt werden. Bei dieser Stoffklasse sollte die Quellstärke im Abgleich mit den gesetzlichen Geringfügigkeitsschwellen das alleinige Entscheidungskriterium für den Produkteinsatz darstellen.

Dynamische Tests wie Säulenversuche und die mehrfache konsekutive Sättigungsextraktion stellen eine weitestgehende Annäherung an natürliche Verhältnisse dar, ohne deren Variabilität nachbilden zu können. Über den Anfangs- und den Endwert des jeweiligen Versuchstyps kann jedoch die Bandbreite möglicher Eluatkonzentrationen abgeschätzt werden. Methodische Möglichkeiten zur Kombination der unterschiedlichen Anforderungen (Vorbehandlung und Eluatgewinnung) sind vorhanden.

5 Literatur

BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung, Bundesgesetzblatt I (1999), 1554 ff.

BBodSchG (Bundes-Bodenschutzgesetz) (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten.- BGBl. I, G 5702, Nr. 16 vom 24.03.1998, Seiten 502 – 510

Berger, W. und Kalbe, U. (2003): Herstellung von Referenzmaterialien, Zwischenpräsentation BMBF Förderschwerpunkt "Sickerwasserprognose", 18. - 19.02.2003, Langfassung der Vorträge, 1 – 10

Böhme, M. und Leuchs, W. (2002): Grundsätze des vorbeugenden Grundwasserschutzes - Strategiepapier der LAWA für die Abfallverwertung und den Produkteinsatz. Bodenschutz, 4, 126 – 129

DIN 38414-4:1984-10 (1984): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S 4), Deutsches Institut für Normung

DIN 19730 (1997): Bodenbeschaffenheit – Extraktion von Spurenelementen mit Ammoniumnitratlösung.- Beuth Verlag, Berlin

Gerth, J. (2007): Sickerwasserprognose für anorganische Schadstoffe. In: U. Förstner und P. Grathwohl, Ingenieurgeochemie, 2. Aufl., Springer-Verlag, Berlin

LABO-ALA (2003): Bund-Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO), Altlastenausschuss (ALA), Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei orientierenden Untersuchungen, Juli 2003

LAWA (2004): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Dezember 2004

LAWA (2002): Grundsätze des vorsorgenden Grundwasserschutzes bei Abfallverwertung und Produkteinsatz (GAP-Papier). Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Mai 2002

Oberacker, F. E. und Eberle, S.H. (2002): BMBF Research Focus ‚Percolation Water Prognosis‘ – concept and current activities. J. Soils Sediments 2, 24-28

U.S. Soil Salinity Staff (1954): Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. L.A. Richards (ed.) U.S. Dep. of Agriculture Handbook no. 60, 1954

Van der Sloot, H. A. (1997): Harmonization of Leaching / Extraction Tests. In H. A. van der Sloot et al.; Studies in Environmental Science, Volume 70, Elsevier

Methoden zur Quelltermmittlung – Stand der Validierung und Standardisierung

Ute Kalbe

1 Einleitung

Die Bestimmung des mobilisierbaren Anteils von Schadstoffen in Böden und Abfallstoffen ist von grundlegender Bedeutung für die zuverlässige Abschätzung des möglichen Ausmaßes des Schadstoffaustrages von kontaminierten Standorten mit dem Sickerwasser in das Grundwasser. Nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) [1] ist die Gefahrenbeurteilung für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser u. a. durch eine Sickerwasserprognose vorgesehen. Dabei geht es darum zu prognostizieren, welcher Schadstoffanteil aus kontaminierten Materialien mit dem Sickerwasser in das Grundwasser transportiert werden kann. Eine Sickerwasserprognose kann auf der Grundlage verschiedener Vorgehensweisen durchgeführt werden. Neben in-situ-Untersuchungen direkt am Ort der Gefahrenbeurteilung (z.B. durch den Einsatz von Saugkerzen) kommen Materialuntersuchungen im Labor (z.B. Säulen- oder Batchversuche) zur Quelltermmittlung und/oder Modellberechnungen des Schadstoffeintrages in das Grundwasser in Betracht.

Da es bundesweit beträchtliche Defizite bei der praktischen Umsetzung der Anforderungen der BBodSchV gab, wurde durch das BMBF das F+E-Förderprogramm „Prognose des Schadstoffeintrages in das Grundwasser mit dem Sickerwasser (Sickerwasserprognose)“ [2] initiiert. Im Rahmen des Forschungsverbundes wurden sowohl Methoden zur Quellstärke-Bestimmung kontaminierter Materialien als auch Modelle zur Beschreibung des Transports der Schadstoffe bis zum Ort der Gefahrenbeurteilung, d.h. dem Übergangsbereich von der ungesättigten zur gesättigten Bodenzone entwickelt. Grundlage für eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse des Verbundvorhabens waren drei Referenzmaterialien, die in einer Menge von je 6 t durch die Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM) im Zeitraum 1/2001 bis 2/2002 aufbereitet [3, 4] wurden. Den Teilnehmern des Verbundvorhabens „Sickerwasserprognose“ wurden die Referenzmaterialien (RM) in Großportionen für die Befüllung von Großlysimetern (Vorhabensschwerpunkt Transportprognose) bzw. in Kleinportionen für Laboruntersuchungen mit dem Ziel der Entwicklung von Methoden zur Quelltermmittlung (Schwerpunkt Quellstärke) zur Verfügung gestellt.

Ein abschließender Bericht des Verbundvorhabens wird Ende 2007 zur Verfügung stehen. Darüber hinaus befasst sich ein beim LANUV NRW angesiedeltes Projekt bereits mit der Umsetzung der wissenschaftlichen Ergebnisse des Verbundvorhabens für den Vollzug.

2 Laborvergleichsuntersuchungen im Verbundvorhaben Sickerwasserprognose

Parallel zu den Untersuchungen der Vorhabenteilnehmer im Forschungsverbund Sickerwasserprognose wurde die BAM im Jahre 2004 mit der Durchführung von Laborvergleichsuntersuchungen unter Verwendung der drei Referenzmaterialien (RM) und auf der Grundlage bereits bestehender Verfahren zur Quelltermmittlung beauftragt, um Aussagen zur Reproduzierbarkeit dieser Verfahren zu erhalten [5-7].

Bei den verwendeten RM handelte es sich um einen Boden mit dem Schadstoffspektrum einer Teerwerksaltlast (RM Boden, Korngröße < 2 mm), einen Bauschutt mit PAK-Kontamination und Gips-Anteilen (RM Bauschutt, Korngröße < 4 mm) sowie eine Müllverbrennungsasche mit relevanten Cu- und Cr-Gehalten (RM HMVA, Korngröße < 4 mm) [3, 4].

Es wurden Batchversuche mit unterschiedlichen Wasser- / Feststoffverhältnissen ($L/S = 2$ l/kg bzw. 10 l/kg in Anlehnung an DIN EN 12457-1 [8], ISO/DIS 21268-1 [9], DIN EN 12457-2 [10], ISO/DIS 21268-2 [11] und DIN 38414-4 [12], modifizierte Bodensättigungsextrakte - MBSE (in Anlehnung an BBodSchV) sowie Säulenperkolationsversuche im Aufwärtsstrom (in Anlehnung an DIN V 19736 [13], DIN CEN/TS 14405 [14], ISO/DIS 21268-3 [15] und Merkblatt LUA NRW Nr. 20 [16]) durchgeführt.

Auf der Grundlage eigener Voruntersuchungen wurden die bestehenden Verfahrensvorschriften für die Laborvergleichsuntersuchungen teilweise abgewandelt. Die Herstellung des Bodensättigungsextraktes wurde z.B. dahingehend modifiziert, dass eine einheitliche Wasserzugabe (in 2 Schritten der Gleichgewichtseinstellung von je 24 h) vorgeschrieben wurde, so dass sich ein L/S -Verhältnis von 0,25 l/kg ergab.

Bei der Vorschrift für die Säulenversuche wurde der Schwerpunkt auf Festlegungen zur Kontaktzeit zwischen Eluenten und Probe (einheitliche Kontaktzeit von 15 bis 17 h je nach Material) gelegt, so dass sich daraus verschiedene Fließgeschwindigkeiten ergaben [5, 7]. Damit wurde eine weitgehende Vergleichbarkeit der Versuchsbedingungen unterschiedlicher Laboratorien auch bei verschiedenen Säulendimensionen ermöglicht. Die Abmessungen der Säulenversuchseinrichtungen der Teilnehmer reichten von 40 bis 90 mm Innendurchmesser und 12 bis 30 cm Füllhöhe der Säulen, wodurch sich eingesetzte Probenmengen von ca. 0,5 bis 3 kg je Versuch und verwendete Fließgeschwindigkeiten von 0,11 bis 0,5 ml/min ergaben. Die jeweils erforderlichen Probenmengen wurden den Teilnehmern als repräsentative Teilmengen der Referenzmaterialien zur Verfügung gestellt.

Die Säulen wurden mit trockenem Probenmaterial in Anlehnung an DIN CEN/TS 14405 [14] gepackt. Vor dem Versuchsstart erfolgte ein schnelles Aufsättigen der Säulen (zehnfach höhere Fließgeschwindigkeit im Vergleich zur Fließgeschwindigkeit im Versuch). Die Säulenperkolate wurden weder filtriert noch zentrifugiert. Zur Verringerung mikrobiellen Abbaus wurde bei Versuchen zur Ermittlung von PAK mit einem Zusatz von Na-Azid (5 mg/l) zum Elutionsmittel (demineralisiertes, entgastes Wasser) gearbeitet.

Die Auswertung der Laborvergleichsuntersuchungen erfolgte mit der Software ProLab (Quo Data GmbH, Dresden) entsprechend ISO 5725-2 [17] bzw. DIN 38402-45 [18]. Die Ergebnisse der Säulenversuche wurden vor allem graphisch ausgewertet. Bei den Säulenversuchen wurde auch die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse von Begleitparametern (DOC-Gehalt, pH-Wert, Leitfähigkeit, Trübung) in die Bewertung einbezogen [5]. Insgesamt nahmen 9 Laboratorien aus dem Forschungsverbund Sickerwasserprognose an den unterschiedlichen Laborvergleichsuntersuchungen teil.

Bei den Methoden zur Ermittlung der Quellstärke von Schwermetallen und Anionen (Batch-Tests, MBSE) wurden zumeist akzeptable Reproduzierbarkeiten gefunden.

Im Gegensatz dazu traten bei den Batch-Versuchen zur Elution von PAK größere Differenzen der gemessenen Konzentrationen im Eluat bei den verschiedenen Teilnehmern auf. Offensichtlich sind die großen Streuungen der ermittelten Konzentrationen auf die nachfolgenden Probenvorbereitungsschritte für die Analytik insbesondere auf den Fest-/Flüssig-Trennschritt zurückzuführen. In der Praxis kann dies zu unterschiedlichen Bewertungen bezüglich des Gefährdungspotenzials führen. Sollte

zukünftig die Untersuchung des Elutionsverhaltens von PAK mit Batch-Versuchen zugelassen sein, ist eine Verbesserung der Vorschriften dringend erforderlich.

Für die Laborvergleichsuntersuchungen auf der Grundlage von Säulenversuchen konnten gute Reproduzierbarkeiten von den verschiedenen teilnehmenden Laboratorien erzielt werden. Als ein Beispiel für die Begleitparameter zeigt Abbildung 1 die sehr gute Übereinstimmung der ermittelten DOC-Gehalte in den Perkolaten für das RM Bauschutt.

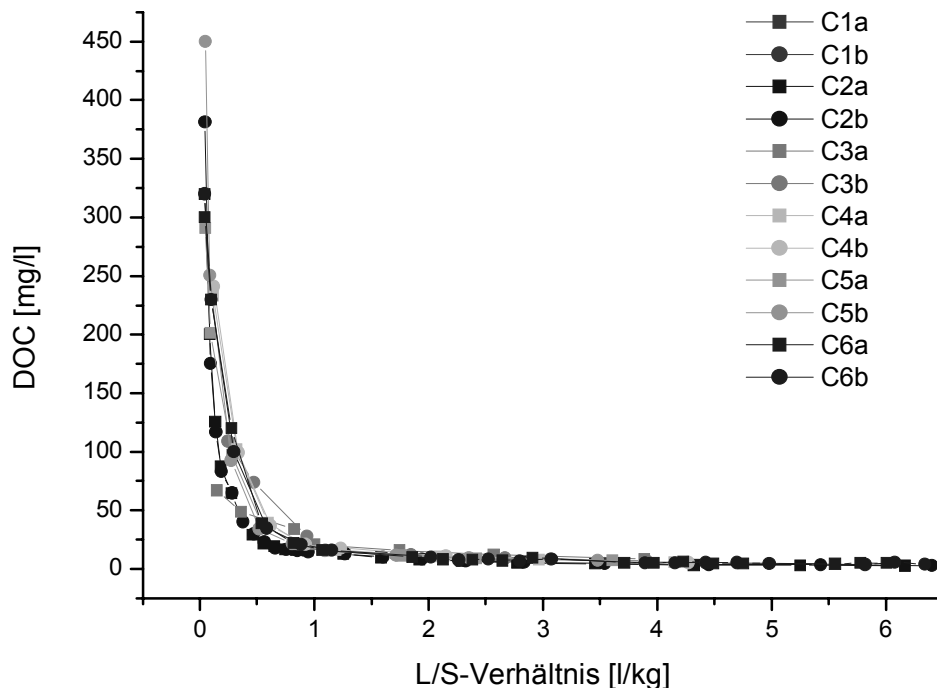


Abb. 1: DOC-Gehalte des Laborvergleiches von Säulenperkulationsversuchen mit RM Bauschutt der Teilnehmer C1 bis C6 (zwei Parallelversuche a und b)

In Abbildung 2 ist am Beispiel der Cr-Konzentration für das RM HMVA die gute Reproduzierbarkeit bei der Ermittlung anorganischer Parameter in Säulenversuchen dargestellt. Für die berechnete kumulative Freisetzung von Cr zeigt sich deutlich, dass Unterschiede in den gemessenen Konzentrationen der ersten Fraktionen des Säuleneluates (First-Flush) zu unterschiedlichen Anstiegen in der Freisetzungskurve in der Anfangsphase führen. Bei einem L/S-Verhältnis von 5 l/kg hatten jedoch alle Teilnehmer das gleiche Niveau der Freisetzung von Cr ermittelt.

Die ebenfalls gute Reproduzierbarkeit der Ermittlung von Anionen im Säulenperkolat wird am Beispiel der Sulfat-Freisetzung aus dem RM Bauschutt in Abbildung 3 gezeigt. Mit Ausnahme einzelner, meist wahrscheinlich analytisch bedingter Ausreißer zeigt sich in den Abbildungen 1 bis 3 nicht nur die gute Übereinstimmung zwischen den Laboratorien sondern auch innerhalb der Laboratorien.

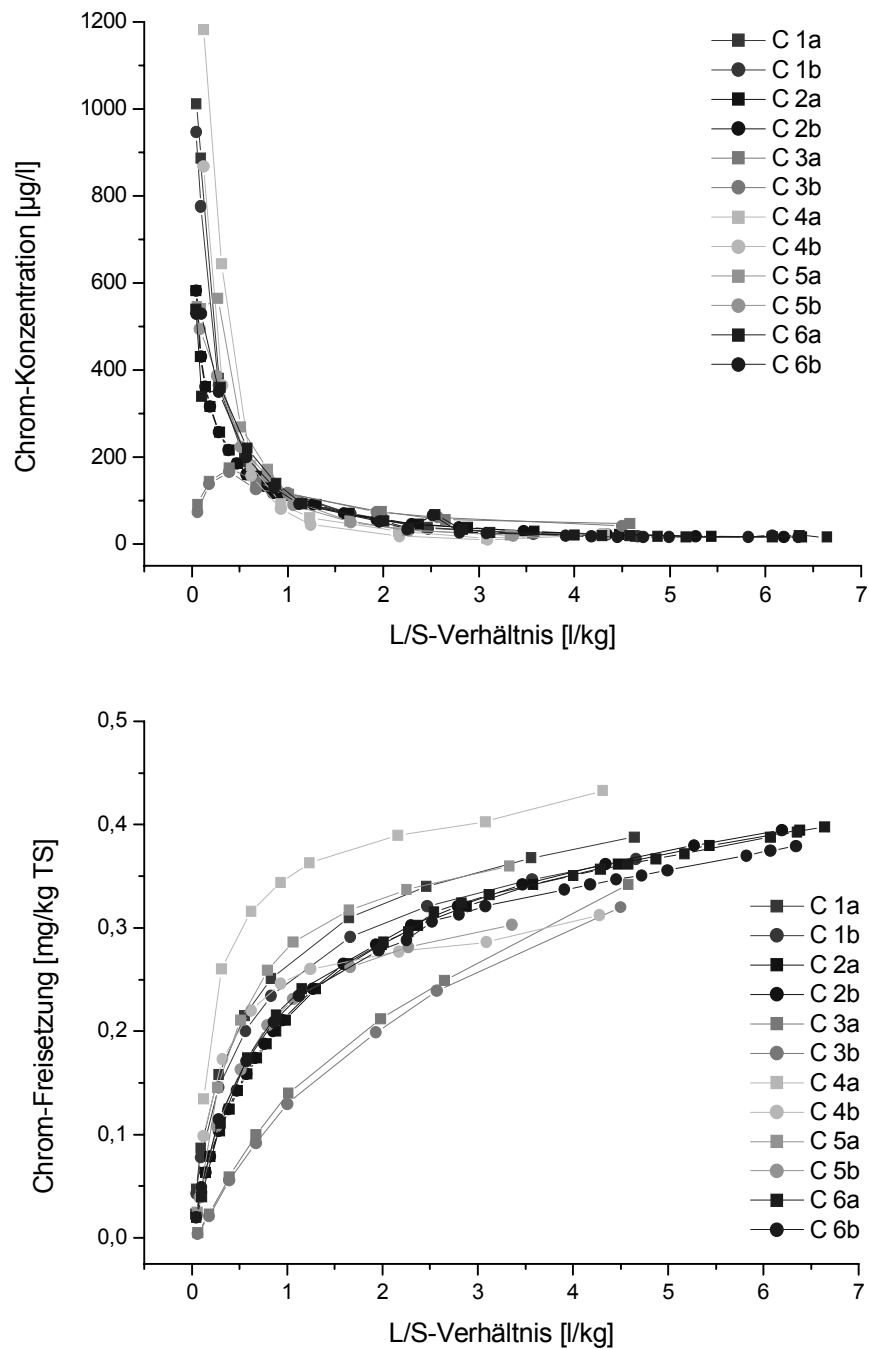


Abb. 2: Chrom-Konzentration und Chrom-Freisetzung des Laborvergleiches von Säulenperkolationsversuchen mit RM HMVA der Teilnehmer C1 bis C6 (zwei Parallelversuche a und b)

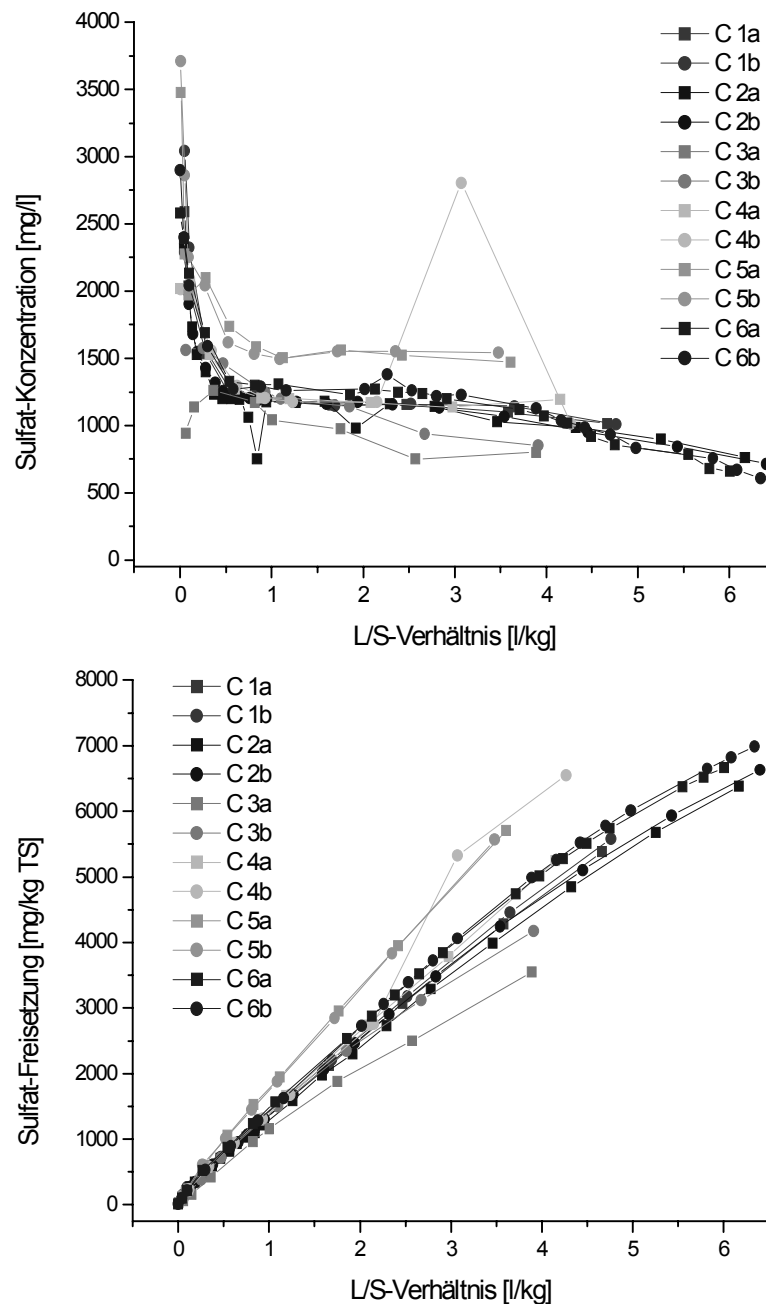


Abb. 3: Sulfat-Konzentration und Sulfat-Freisetzung des Laborvergleiches von Säulenperkulationsversuchen mit RM Bauschutt der Teilnehmer C1 bis C6 (zwei Parallelversuche a und b)

Auch für die Elution von PAK konnten mit den Säulenversuchen im Gegensatz zu den Batch-Tests reproduzierbare Ergebnisse durch die verschiedenen Laboratorien nachgewiesen werden. Dies ist am Beispiel des RM Boden in Abbildung 4 dargestellt. Die Abbildung verdeutlicht auch hier gleichzeitig die sehr gute Übereinstimmung der zwei Parallelversuche innerhalb der einzelnen Laboratorien.

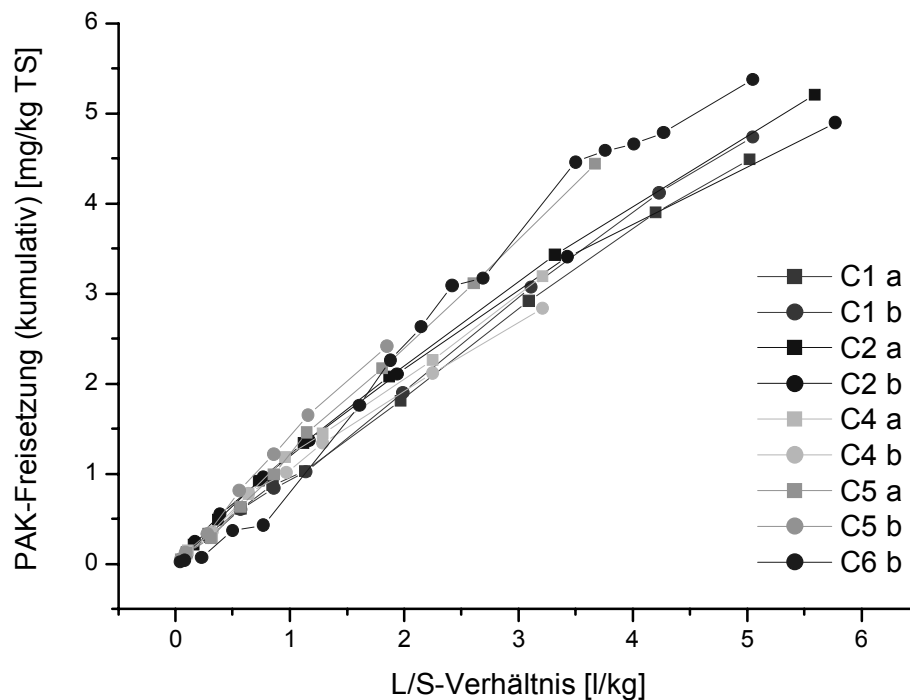


Abb. 4: PAK-Freisetzung des Laborvergleiches von Säulenperkolationsversuchen mit RM Boden der Teilnehmer C1 bis C6 (zwei Parallelversuche a und b)

Insgesamt lassen die Ergebnisse der vergleichenden Säulenperkolationsversuche auf der Basis der Vorgabe einer einheitlichen Kontaktzeit die Schlussfolgerung zu, dass sich reproduzierbare Ergebnisse sowohl für anorganische als auch für organische Parameter trotz unterschiedlicher Säulendimensionen der Teilnehmer erzielen lassen. Säulenversuche können daher bei entsprechenden Festlegungen als Instrument für die Quellstärkeermittlung im Rahmen einer Sickerwasserprognose geeignet sein. Diese Schlussfolgerung sollte in weiteren Ringversuchen mit einer größeren Teilnehmerzahl und weiteren Materialien verifiziert werden (s. Punkt 3). Säulenversuche lassen darüber hinaus Aussagen zu der Kinetik der Schadstoff-Freisetzung zu.

3 Aktuelle Entwicklungen in der Normung von Methoden zur Quelltermmittlung

Für das Jahr 2008 sind sowohl die Novellierung der BBodSchV als auch der Erlass einer Verordnung zur Verwertung mineralischer Sekundärrohstoffe vorgesehen. Daher sind dringend genormte und validierte Laborverfahren für die Quelltermmittlung notwendig, die in den Verordnungen zitiert werden können. Solche Verfahren sind derzeit auch auf europäischer und internationaler Ebene nicht verfügbar.

In der Auswertung des Verbundvorhabens „Sickerwasserprognose“ und des vom LANUV NRW durchgeführten Nachfolgevorhabens „Umsetzung der Ergebnisse des BMBF-Verbundvorhabens Sickerwasserprognose“ wurde vorgeschlagen, in den geplanten Verordnungen ein „1:2 Säulenschnelltestverfahren“ als Übereinstimmungsuntersuchung [19] einzuführen, da sich gezeigt hat, dass ein

Wasser-/Feststoff-Verhältnis (L/S) von 10 l/kg wie im S4-Verfahren [12] oftmals keine realistischen Ergebnisse für die Beurteilung des Pfades Boden/Abfall-Grundwasser liefert.

Abbildung 5 zeigt dafür beispielhaft aus eigenen Untersuchungen mit dem Referenzmaterial Bau-schutt den Vergleich der Freisetzung von Chrom und Chlorid mit verschiedenen Eluierungsverfahren bei den entsprechenden L/S-Verhältnissen [20].

Parallel zum „Säulenschnelltestverfahren“ werden zurzeit vom Normenausschuss Wasserwesen des DIN (NA 119-01-02-05 UA) ein einstufiges Schüttelverfahren mit einem L/S-Verhältnis von 2 l/kg [21] und ein Verfahren zur grundlegenden Charakterisierung im up-flow-Säulenperkolations-test [19] erarbeitet.

Mit der Durchführung von Ringversuchen zur Validierung der Normenentwürfe E DIN 19528 [21] und E DIN 19529 [19] wurde die BAM beauftragt. Der Aufruf erfolgte im Juli 2007. Das für die Ringversuche benötigte Probenmaterial wird derzeit durch die BAM aufbereitet. Insgesamt werden vier Referenzmaterialien (Stahlwerksschlacke, Hausmüllverbrennungsasche, Recycling-(RC)-Material und kontaminierter Boden) mit einem Größtkorn von bis zu 32 mm hergestellt. Die auf der Basis der Mitte September 2007 stattfindenden Einspruchssitzung überarbeiteten Entwürfe zu den neuen Normen werden den Teilnehmern zur Verfügung gestellt.

Die Durchführung der Ringversuche wird voraussichtlich im Oktober 2007 beginnen und sich etwa über einen Zeitraum von drei Monaten erstrecken. Die Teilnehmerzahlen werden deutlich größer als bei den Laborvergleichsuntersuchungen im Rahmen des Verbundvorhabens „Sickerwasserprognose“ sein. Eine entscheidende Neuerung im Normenentwurf für das Säulenperkolationsverfahren wird die parallele Untersuchung der Eluate anorganischer und organischer Inhaltsstoffe sein.

4 Stand der Entwicklung der Saugkerzenmethode

Saugkerzen ermöglichen eine in-situ Beprobung des Bodenwassers zur Ermittlung von mobilen Stoffgehalten von Böden im Rahmen einer Sickerwasserprognose auf kontaminierten Standorten direkt am Ort der Gefahrenbeurteilung. Mögliche unerwünschte Wechselwirkungen von Inhaltsstoffen des Bodenwassers mit den porösen Saugkerzenkörpern (z.B. Adsorption, Clogging, Plugging) limitieren den Einsatz von Saugkerzen in Abhängigkeit von den Standortbedingungen, den zu untersuchenden Schadstoffen und dem Saugkerzentyp.

Saugkerzen werden schon seit langem erfolgreich im Zusammenhang mit land- oder forstwirtschaftlichen Fragestellungen besonders für die Untersuchung anorganischer Inhaltsstoffe des Bodenwassers eingesetzt. Auch liegen einige Studien zur Untersuchung von Bodenwasser mit Pestiziden vor. Ausreichende Erfahrungen beim Einsatz von Saugkerzen auf Altlasten und altlastenverdächtigen Flächen besonders für die Bewertung organischer Schadstoffe sind jedoch nicht verfügbar. In der BAM wurde zu den Einsatzmöglichkeiten von Saugkerzen eine umfangreiche Literaturstudie erstellt [22]. Darüber hinaus wurden handelsübliche Saugkerzentypen verschiedener Materialien auf ihr Verhalten bei Untersuchungen mit PAK und MKW getestet. Dabei wurden auch im Rahmen einer Diplomarbeit [23] sowohl Laborversuche mit Modell- und Realwässern als auch Materialuntersuchungen der Saugkerzenwerkstoffe durchgeführt, um das Verhalten bei der Untersuchung auf unterschiedliche Inhaltsstoffe zu klären. Aufgrund der hohen Komplexität der Zusammenhänge zwischen Material- und Poreneigenschaften können die Ursachen für das unterschiedliche Verhalten von Saugkerzen nur durch solche umfangreichen Materialuntersuchungen aufgeklärt werden.

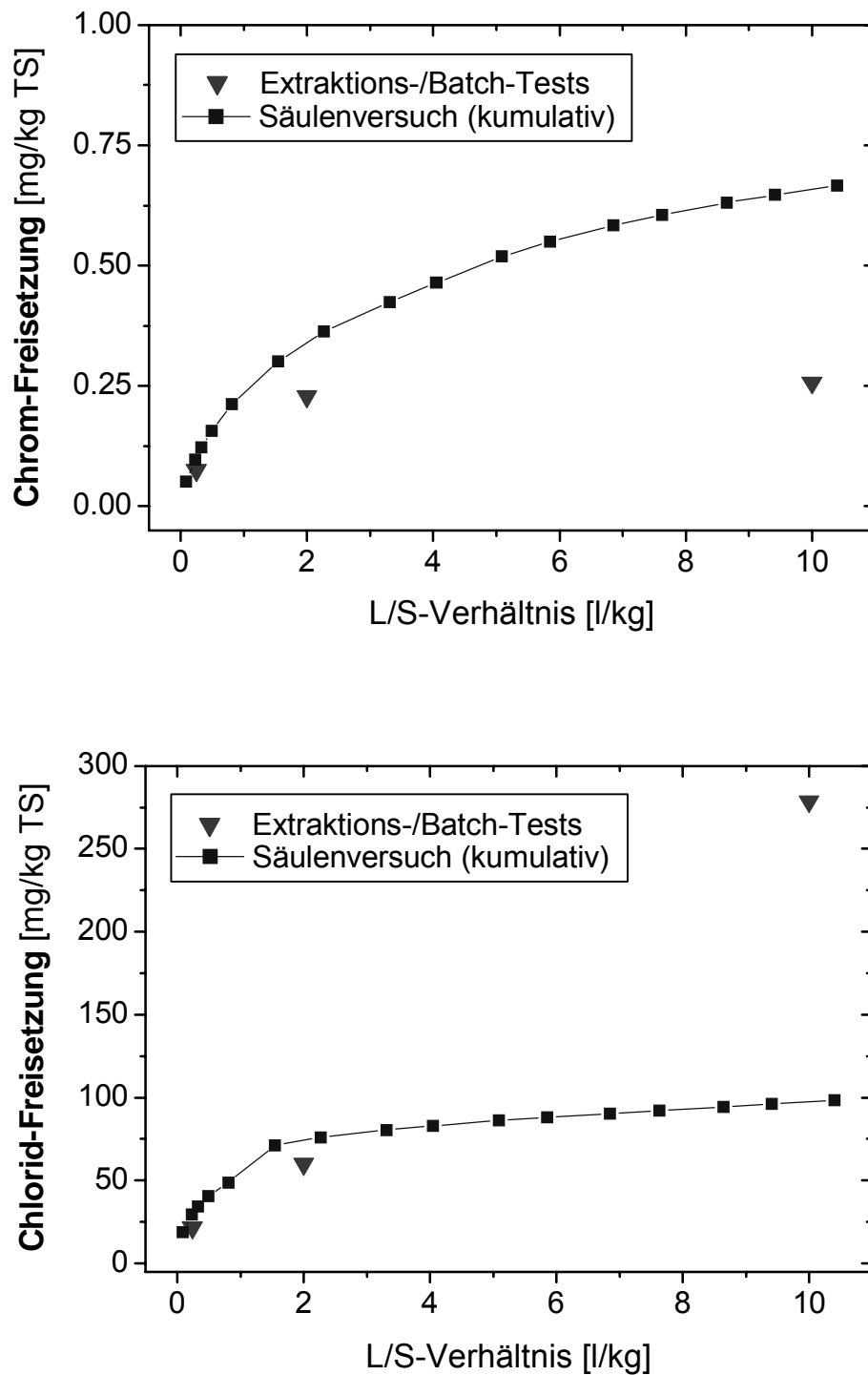


Abb. 5: Freisetzung von Chrom und Chlorid aus dem RM Bauschutt mit verschiedenen Elutionsmethoden und unterschiedlichen L/S-Verhältnissen (Bodensättigungsextrakt 0,25 l/kg, Schüttelleuate 2 bzw. 10 l/kg, Säulenversuch bis 10 l/kg)

Aktuell ist die BAM innerhalb eines Unterausschusses des Normenausschusses Wasserwesen beim DIN an der Erarbeitung einer Norm zur Standardisierung der Saugkerzenmethode beteiligt. In die vorgesehene Norm (DIN 19715) soll auch ein Prüfverfahren zur Eignung von Saugkerzen integriert werden. Als Grundlage dafür kann u.a. auf eine Diplomarbeit der Fachhochschule Weihenstephan [24] zurückgegriffen werden. In der BAM wird zurzeit ein Vorhaben bearbeitet, dessen Ergebnisse u.a. der Optimierung der vorgeschlagenen Testprozedur dienen, die sich bisher vor allem auf anorganische Stoffe bezieht. Für organische Schadstoffe ist auf Grund der größeren benötigten Volumina für die Analytik eine andere gesonderte Vorgehensweise notwendig.

Eigene Laborstudien in Zusammenhang mit organischen Schadstoffen sowie die Ergebnisse der o.g. Diplomarbeit haben gezeigt, dass beim Einsatz von Saugkerzen für die Untersuchung von PAK und MKW kein Saugkerzentyp alle gewünschten Eigenschaften aufweist und teilweise mit beträchtlichen Verlusten gerechnet werden muss. Insbesondere höhermolekulare PAK- und MKW-Verbindungen höherer Molekülgröße werden in Abhängigkeit von allen Saugkerzenmaterialien mehr oder weniger stark zurückgehalten. Da für die Analytik von PAK und MKW größere Volumina des zu untersuchenden Bodenwassers erforderlich sind, ergeben sich insbesondere für Saugkerzen mit geringen Flussraten lange Probenahmezeiträume, so dass auch biologischer Abbau zu Verlusten führen kann. Anhand der Materialuntersuchungen von Saugkerzen hat sich auch gezeigt, dass die Eigenschaften von Saugkerzen ein und desselben Typs häufig relativ stark schwanken (siehe Tab. 1).

Tab. 1: Übersicht der ermittelten Parameter für einige Saugkerzentypen

Saugkerzentyp	Spezifische Oberfläche	Gesamtporenvolumen	Häufigster Porenradius (1)	Häufigster Porenradius (2)	Rohdichte	Reindichte	Porosität	Mittlere Durchflussrate bei 0,4 bar	durchschnittliches Porenvolumen	Luftdurchtrittspunkt
	[m ² /g]	[mm ³ /g]	[µm]	[µm]	[g/cm ³]	[g/cm ³]	[%]	[ml/min]	[ml]	[bar]
Al ₂ O ₃ - Keramik	4.2	196	0.2	-	1.97	3.42	42.3	1.1 (0.8-1.3)	3.4	>2
Edelstahl	0.2	46	2.5	203	6.28	8.17	23.2	1.4 (0.7-2.7)	1.6	1.7
Duranglas	0.3	326	1.1	12.9	1.27	2.28	44.3	38.5 (10.4-64.1)	4.1	1.1
Siliziumkarbid	0.3	111	1.1	-	2.36	3.10	23.9	12.6 (6.6-17.1)	2.3	1.6
PTFE/Quarz	0.7	152	1.1	-	1.87	2.34	20.3	0.03 (0.017-0.043)	5.7	0.6

Generell ist eine sorgfältige Auswahl geeigneter Saugkerzen in Abhängigkeit von den Standortbedingungen und dem zu untersuchenden Schadstoffspektrum von entscheidender Bedeutung für die erfolgreiche Anwendung dieser Methode zur Gefahrenbeurteilung eines kontaminierten Standortes.

5 Literatur

- [1] BBodSchV, Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung, Bundesgesetzblatt I (1999) 1554 ff.
- [2] R. Rudek, S.H. Eberle, Der Föderschwerpunkt "Sickerwasserprognose" des Bundesministeriums für Bildung und Forschung - Ein Überblick, altlasten spektrum 10 (2001) 294-304
- [3] W. Berger, U. Kalbe, J. Eckardt, Aufbereitung von Referenzmaterialien für die Ableitung von Verfahren zur Sickerwasserprognose, Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung, BMBF Schlussbericht, Förderkennzeichen 02WP0143 (2005)
- [4] W. Berger, U. Kalbe, J. Eckardt, H. Fischer, H.J. Jansky, Aufbereitung von Referenzmaterialien zur Untersuchung der Eluierbarkeit von Schadstoffen - Processing of reference materials for examination of contaminant leaching behaviour, Aufbereitungstechnik - Mineral Processing 45 (2004) 37-43
- [5] U. Kalbe, W. Berger, J. Eckardt, G. Christoph, Laborvergleichsuntersuchungen Sickerwasserprognose (Teil 1), Abschlussbericht innerhalb des UBA-Projektes "Evaluierung von Methoden zur Sickerwasserprognose" FKZ 20374278, Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM) Berlin (2006)
- [6] U. Kalbe, W. Berger, J. Eckardt, G. Christoph, F.G. Simon, Results of interlaboratory comparisons on the evaluation of the reproducibility of column percolation tests, Journal of Hazardous Materials 148 (2007) 714-720
- [7] U. Kalbe, W. Berger, R. Freyas, S.H. Eberle, Reproduzierbarkeit von Säulenperkolationsversuchen - Empfehlungen für die Durchführung, altlasten spektrum 15 (2006) 310-315
- [8] DIN EN 12457-1:2003-01, Charakterisierung von Abfällen - Auslaugung; Übereinstimmungsuntersuchung für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen - Teil 1: Einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis von 2 l/kg und einer Korngröße unter 4 mm (ohne oder mit Korngrößenreduzierung), Deutsches Institut für Normung
- [9] ISO/TS 21268-1:2007-07, Soil quality - Leaching procedures for subsequent chemical and ecotoxicological testing of soil and soil materials - Part 1: Batch test using a liquid to solid ratio of 2 l/kg dry matter, International Standardization Organization
- [10] DIN EN 12457-2:2003-01, Charakterisierung von Abfällen - Auslaugung; Übereinstimmungsuntersuchung für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen - Teil 2: Einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis von 10 l/kg und einer Korngröße unter 4 mm (ohne oder mit Korngrößenreduzierung), Deutsches Institut für Normung

- [11] ISO/TS 21268-2:2007-07, Soil quality - Leaching procedures for subsequent chemical and ecotoxicological testing of soil and soil materials - Part 2: Batch test using a liquid to solid ratio of 10 l/kg dry matter, International Standardization Organization
- [12] DIN 38414-4:1984-10, Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S 4), Deutsches Institut für Normung
- [13] DIN V 19736:1998-10 (zurückgezogen), Bodenbeschaffenheit - Ableitung von Konzentrationen organischer Stoffe im Bodenwasser, Deutsches Institut für Normung
- [14] DIN CEN/TS 14405:2004-09, Charakterisierung von Abfällen - Auslaugungsverhalten - Perkolationsprüfung im Aufwärtsstrom (unter festgelegten Bedingungen), Deutsches Institut für Normung
- [15] ISO/DIS 21268-3:2004-09, Soil quality - Leaching procedures for subsequent chemical and ecotoxicological testing of soil and soil materials - Part 3: Up-flow percolation test, International Standardisation Organisation
- [16] LUA NRW Merkblatt Nr. 20, Empfehlungen für die Durchführung und Auswertung von Säulenversuchen gemäß Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV), Essen Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2000)
- [17] DIN ISO 5725-2:2002-12, Genauigkeit (Richtigkeit und Präzision) von Messverfahren und Messergebnissen - Teil 2: Grundlegende Methode für Ermittlung der Wiederhol- und Vergleichpräzision eines vereinheitlichten Messverfahrens (ISO 5725-2:1994 einschließlich Technisches Korrigendum 1:2002), Deutsches Institut für Normung
- [18] DIN 38402-45:2003-09, Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Allgemeine Angaben (Gruppe A) - Teil 45: Ringversuche zur externen Qualitätskontrolle von Laboratorien (A 45), Deutsches Institut für Normung
- [19] DIN E 19529:2007-05, Elution von Feststoffen - Schüttelverfahren mit einem Wasser-/Feststoffverhältnis von 2 l/kg zur Untersuchung der Elution von anorganischen Stoffen für Materialien mit einer Korngröße bis 32 mm - Übereinstimmungsuntersuchung, Deutsches Institut für Normung
- [20] U. Kalbe, W. Berger, J. Eckardt, F.G. Simon, Evaluation of leaching and extraction procedures for soil and waste, Waste Management (2007) in press (doi:10.1016/j.wasman.2007.03.008)
- [21] DIN E 19528:2007-05, Elution von Feststoffen - Perkolationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von organischen und anorganischen Stoffen für Materialien mit einer Korngröße bis 32 mm - Grundlegende Charakterisierung mit einem ausführlichen Säulenversuch und Übereinstimmungsuntersuchung mit einem Säulenschnelltest, Deutsches Institut für Normung

- [22] U. Kalbe, W. Berger, Saugkerzen zur Untersuchung der Bodenwasserbeschaffenheit - Ein Überblick der Einsatzmöglichkeiten, TerraTech 11-12 (2004) TT8-12
- [23] S. Würck, Laboruntersuchungen zur Praxistauglichkeit von Saugkerzen für Sickerwasserprobenahmen, Brandenburgische Technische Universität Cottbus (2007) (Abschluss voraussichtlich Oktober 2007)
- [24] C. Maß, Entwicklung einer Testprozedur für Saugkerzen, Fachhochschule Weihenstephan (2005)

Ein Verfahren zur Erfassung der Quellkonzentration bei der Sickerwasserprognose

An approach to assess the source concentration in the framework of the Water Percolation Prognosis

Lutz Makowsky und Helmut Meuser

Schlüsselwörter: Sickerwasserprognose, technogene Substrate, Quellkonzentration, Bodensäulen, Batchtest, Schwermetallmobilität

keywords: Water Percolation Prognosis, technogenic substrates, source concentration, soil columns, batchtest, heavy metal mobility

Abstract

The assessment of the pathway soil - groundwater on areas with suspected contamination or hazardous waste sites is based on the Water Percolation Prognosis according to the German Soil Protection Ordinance (BBodSchV 1999). Thus focussing on the aspect of the source strength the *Dynamic Batchtest* (DB) with small scaled water saturated soil columns (550 cm³) is applied on two samples of construction rubble (Berger et al. 2005, Baasch 2006) and ashes (Berger et al. 2005, Meuser et al. 2005) each. This approach represents an intermediate method between the non-natural *batch extraction* with H₂O_{dem} (DIN 38414-4 1984) and the cost as well as time consuming *column test* (Berger et al. 2003, NEN 1995). The objectives are

- a) to investigate if the DB is suitable to achieve *balance conditions* in EC, pH and redox potential within 24 h,
- b) to *compare* the heavy metal mobility (Cr, Cu and Zn) between different *filling techniques of soil columns and extraction methods* and
- c) to assess the *mobile concentration* regarding the *threshold values* defined in the BBodSchV (1999).

The DB turns out to be eligible to extract heavy metals from construction rubble and ash under balance conditions within the time limit of 24 h similar to the batch extraction.

Because of the linkage of the mobile fraction of heavy metals (HM_{mob}) with the aqua regia content (HM_{ar}) the HM_{mob}/HM_{ar} ratio should be calculated and referred to when interpreting heavy metal mobility using different methods and variations. Recommendable is the undisturbed near-natural filling of the soil columns which lead to partly significant lower mobility compared to the disturbed variation. Regarding the mobility high HM_{ar} does not automatically cause high HM_{mob} obviously. Construction rubble contains low Cr_{ar} and Cu_{ar} but emits high mobile concentrations. Moreover the DB indicates lower HM_{mob}/HM_{ar} ratios compared to batch tests in general. Surprisingly Cr_{mob} concentrations (95-percentile) extracted with DB exceed the threshold values in the case of construction rubble and garbage incinerator ash in contrast to the batch test.

The application of the Dynamic Batchtest with soil columns on contaminated sites seems to be recommendable providing the expert with near-natural analyses of mobile heavy metals when dealing with risk assessment evaluating the pathway soil – groundwater.

1 Fragestellung und Praxisbezug

Für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser fordert die BBodSchV (1999) in § 4, Abs. 3, die Anwendung einer *Sickerwasserprognose*. Jedoch lassen die in Anhang 1, Nr. 3.3, formulierten Vorgaben sowohl für die Transportprognose als auch für die Ermittlung der Quellstärke ein weites Spektrum unterschiedlicher Ansätze zu. Die Gleichwertigkeit der Verfahren ist dabei mit Blick auf die Quellstärke, die die pro Fläche und Zeit freigesetzte Stoffmenge beschreibt, nicht gegeben (Lichtfuss 2000). Wesentlicher Bestandteil der Abschätzung der Quellstärke ist die Erfassung der *Quellkonzentration*, für die sich in der Praxis die *Materialuntersuchung im Labor* durch Elution häufig als das kostengünstigste, variabelste und am wenigsten zeitaufwändigste Vorgehen heraus kristallisiert (Gerth 2007^a, LABO-ALA 2006). Aber auch bezüglich der Materialuntersuchungen bietet sich nach BBodSchV (1999) eine Vielfalt von Möglichkeiten, für die in Tabelle 1 vergleichend der Schüttelextrakt mit H₂O_{dem} nach DIN 38414-4 (1984) und die Elutionen mit Bodensäulen im Dynamischen Batchtest (UIT 2003, Nitsche 2002) bzw. im Säulenversuch (Gerth 2007^a, LABO-ALA 2003) mit ihren jeweiligen Merkmalen und Restriktionen gegenübergestellt sind.

In der *gutachterlichen Praxis* stellt sich demzufolge die Frage, welche Elutionsmethode in ein Untersuchungskonzept bei der Angebotserstellung einfließen soll, um den Anforderungen von Ausschreibungen zur Bewertung des Wirkungspfades Boden – Grundwasser gerecht zu werden. Da ein geringer Kosten- und Zeitaufwand bei gleichzeitiger Wirklichkeitsnähe gegeben sein soll, erscheint der Einsatz des Dynamischen Batchtest-Verfahrens zur Elution von Bodensäulen unter Gleichgewichtsbedingungen vorteilhaft. Dieser Ansatz nimmt eine vermittelnde Position zwischen wirklichkeitsfernem Schüttelextrakt und kosten- sowie zeitaufwändigem Säulenversuch ein (vgl. Tab. 1).

Das *Ziel* der nachfolgend vorgestellten Untersuchungen besteht folglich darin, im Rahmen der Sickerwasserprognose unter Anwendung des *Dynamischen Batchtests* beispielhaft für *Cr*, *Cu* und *Zn* an technischen Substraten aus *Bauschutt* und *Asche* zu prüfen,

- a) ob eine Elution von Bodensäulen unter *Gleichgewichtsbedingungen* bei Wassersättigung über den Zeitraum von 24 h (vgl. DEV-S4-Verfahren) durchführbar ist,
- b) wie die *Mobilität der Schwermetalle* im *Methodenvergleich* zwischen den Einbauvarianten des Dynamischen Batchtests, dem DEV-S4-Verfahren (DIN 38414-4 1984) sowie dem Säulenversuch (Kalbe et al. 2006) einzuordnen ist und
- c) wie die *Bewertung der Quellkonzentration* am Ort der Probenahme nach den Prüfwerten der BBodSchV (1999) ausfällt.

2 Begriffsbestimmung und Gültigkeitsbereich

Für die mittels des Dynamischen Batchtest-Verfahrens durchgeführten Untersuchungen gelten wie bei allen Laborverfahren versuchsbedingt Restriktionen, die bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen sind. So unterliegen für die hier beschriebenen Untersuchungen die Bodensäulen in Anlehnung an das DEV-S4 Verfahren (DIN 38414-4 1984) der Elution mit H₂O_{dem}. Der anfänglichen Aufsättigungsphase durch Perkolation schließt sich die Zirkulation über 24 h an (vgl. Abb. 1). Diese Abfolge entspricht beispielsweise dem ungesättigten Sickerwasserfluss nach Einsetzen von Niederschlägen, Schneeschmelze oder Überflutung, die mit Fortdauer der Wasserzufuhr in wassergesättigte

Sickerwasserbewegung übergeht. Andererseits kommen diese Bedingungen der Situation im Kontaktgrundwasser nahe (Gerth 2007^b, LABO-ALA 2003).

Die Schadstoffanalyse bezieht sich auf den *Ort der Probenahme*. Befindet sich dieser in der gesättigten Zone oder finden keine Milieuveränderungen bis zum Ort der Freisetzung und weiter bis zum Ort der Beurteilung statt, kann die Quellkonzentration des Dynamischen Batchtests nach den Prüfwerten der BBodSchV (1999) unmittelbar ohne Transportprognose beurteilt werden (LABO-ALA 2006). Eine zeitliche Abfolge der Schadstofffreisetzung wie sie für die Ableitung des *Quellterms* (Einheit z.B.: $\mu\text{g L}^{-1} \text{h}^{-1}$) erforderlich ist, liefert der Versuchsansatz in diesem Fall nicht. Wohl aber wird die Quellkonzentration erfasst, die unter Bezugnahme auf die klimatische Wasserbilanz in die Berechnung der *Quellstärke* (Einheit z.B.: $\mu\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$) einfließt.

Tab. 1: Merkmale und Restriktionen unterschiedlicher Elutionsverfahren zur Ermittlung der Quellkonzentration

tab. 1: Features and restrictions of varying extraction methods to investigate the source concentration

Kriterium	Elutionsverfahren		
	Schüttelversuch	Dynamischer Batchtest	Säulenversuch
Elutionsprinzip	Schüttelextrakt; mobile Flüssig- und Festphase	Elution von Bodensäulen, mobile Flüssigphase, stationäre Festphase	Elution von Bodensäulen, mobile Flüssigphase, stationäre Festphase
Probeneinbau / mechanische Beanspruchung	gestört mit Umwälzen / sehr hoch	gestört / mittel; ungestört / gering	zumeist gestört / mittel
Probenvorbehandlung	Siebung (< 10 mm)	nicht erforderlich	zumeist Lufttrocknung, Siebung (0/32 mm), Homogenisierung
Elutionsmittel	H ₂ O _{dem} , variabel	variabel	variabel
Korngröße	< 10 mm	ca. < 50 mm	je nach Durchmesser der Bodensäule
Durchströmung	keine; Suspension	Aufsättigung durch Perkolation; wassergesättigt in Zirkulation	ungesättigt oder gesättigt in Perkolation
L/S-Verhältnis	10 : 1	in Abhängigkeit vom Porenvolumen; häufig etwa 1 : 1	wahlweise; häufig 2 : 1 bis 5 : 1
Versuchsdauer	24 h	24 h – mehrere Tage ^b	mehrere Tage bis Wochen
Gleichgewichtsbedingungen (GGB)	pH-Wert, EC; GGB vorhanden	pH-Wert, EC, Eh, Temperatur; GGB vorhanden	pH-Wert, EC, Eh, Temperatur; GGB nicht vorhanden
Wirklichkeitsnähe	sehr gering	mittel	mittel bis hoch
Reproduzierbarkeit	hoch; nur für anorganische Schadstoffe ^d	hoch	hoch
Anwendung in der Praxis ^c	Regelfall; anorganische Schadstoffe	nicht bekannt	selten; empfohlen für PAK
Kosten pro Probe	20 – 30 € ^a	40 – 60 € ^b	75 – 150 € ^a

^a Berger et al. (2003), EWE (2007)

^b je nach Art des technologischen Substrates

^c Leistungsbeschreibung orientierende Untersuchung (von Held 2007)

^d Kalbe et al. (2006)

Anmerkung: Die geforderte Gleichwertigkeit der hier beschriebenen Verfahren zum Bodensäulungsextrakt (BoSE) (Anhang 1, Tab. 2, Nr. 1 nach BBodSchV 1999) ist generell nicht gewährleistet (Lichtfuss 2000; LABO-ALA 2006). Eine Anwendbarkeit des BoSE für Substrate ≥ 2 mm ist nicht gegeben (Kriterium: Fließgrenze).

L/S-Verhältnis = Liquid-(Flüssig-)/Solid-(Fest-) Verhältnis

3 Material und Methoden

Den Schwerpunkt der Untersuchungen stellt der Dynamische Batchtest dar (UIT 2003) (Abb. 1). Grundsätzlich zu unterscheiden ist dabei die Elution von *gestört* in die Bodensäulen eingebauten technogenen Substraten von der *ungestörten* Entnahme von Bodensäulen auf altlastverdächtigen Flächen aus Schürfen/Bodenprofilen (vgl. Tab. 1). Die Standortbeprobung erfolgt in situ mit Bodensäulen (550 cm³) entsprechend der Stechzylinder-Probenahme (DIN ISO 11461 2001) an einem Standort aus *Asche* (Monosubstrat) (Signatur: WUE; vgl. Tab. 2). Zusätzlich werden hier Gewichtsproben aus dem unmittelbaren Nahbereich der ungestörten Probenahme gewonnen, um die vergleichende Untersuchung an gestört befüllten Bodensäulen durchzuführen. Des Weiteren werden zwei *Bauschutt*-Proben und eine *Müllverbrennungsasche* verwendet. Die spezifischen bodenchemischen und –physikalischen Merkmale sind in Tabelle 2 zusammengestellt.

Tab. 2: Bodenchemische und –physikalische Merkmale der untersuchten technogenen Substrate aus Bauschutt und Asche

tab. 2: Soil chemical and physical characteristics of the investigated soil samples consisting of construction rubble and ash

Substrat	Sig-natur	Quelle	bodenchemische und –physikalische Merkmale (AKS 1997, AG Boden 2005)
Bauschutt aus <i>Bauschutt-Gemenge</i> (nicht differenziert) (BAM-Referenzmaterial)	BAM-BS	Berger et al. (2005)	sandiger Sand, mittlerer Grobbodenanteil (15 %, nach Vorabsiebung auf 4 mm), dunkelbraun, Einzelkorngefüge, extrem alkalisch (pH _{CaCl2} 11.7), geringe EC (2040 µS cm ⁻¹)
Bauschutt aus <i>Gewerbe-Bauschutt und Straßenaufbruch</i>	UHH	Goetz & Baasch (2002)	sandiger Sand, starker Grobbodenanteil (58 %, 0/32mm), grau bis rot, Einzelkorngefüge, stark alkalisch (pH _{CaCl2} 9.3), sehr geringe EC (350 µS cm ⁻¹) (Anmerkung: Beton-Mineral-Gemisch)
Asche aus <i>Müllverbrennungsasche</i> (BAM-Referenzmaterial)	BAM-MVA	Berger et al. (2005)	sandiger Sand, mittlerer Grobbodenanteil (20 %, nach Vorabsiebung auf 4 mm), schwarz, Einzelkorngefüge, extrem alkalisch (pH _{CaCl2} 10.7), geringe EC (1310 µS cm ⁻¹)
Asche - Standort aus <i>Rostasche und Ofenausbruch</i>	WUE	Meuser et al. (2005)	Bodenform: Ockerreduktosol aus Asche-Gemenge; diagnostischer Horizont: yyeYo; mittel schluffiger Sand, starker Grobbodenanteil (55 %), dunkles braun, Einzelkorngefüge, sehr schwach alkalisch (pH _{CaCl2} 7.6), sehr geringe EC (170 µS cm ⁻¹) (Anmerkung: ungestörte und gestörte Probenahme durchgeführt)

Nach der Installation der Bodensäulen (550 cm³, Höhe 11 cm, Ø_i 8 cm, V2A-Edelstahl, max. 4 Parallelen) in der Dynamischen Batchtest-Anlage erfolgt die Aufsättigung mit entgastem H₂O_{dem} im Perkulationsbetrieb und anschließend die Zirkulation für 24 h (Abb. 1). Begleitend werden die Randbedingungen (Elektroden für EC, pH-Wert, Eh-Wert und Temperatur) über Datenlogger in 30 Minuten-Intervallen aufgezeichnet. Die weiteren Kenndaten der Elution bezogen auf die spezifischen Substrate sind Tabelle 3 zu entnehmen.

Das aufgefangene Eluat wird mittels ICP-OES auf die Schwermetalle Cr, Cu und Zn (DIN EN ISO 11885 1998) sowie DOC (DIN EN 1484 1997) analysiert. Die Schwermetallanalyse erfolgt darüber hinaus für die an jedem Substrat durchgeführten Schüttelextrakte mit H₂O_{dem} nach DIN 38414-4 (1984) (n = 1 – 4) und die Königswasser-Extrakte nach DIN EN ISO 13657 (2003) (n = 3 – 4).

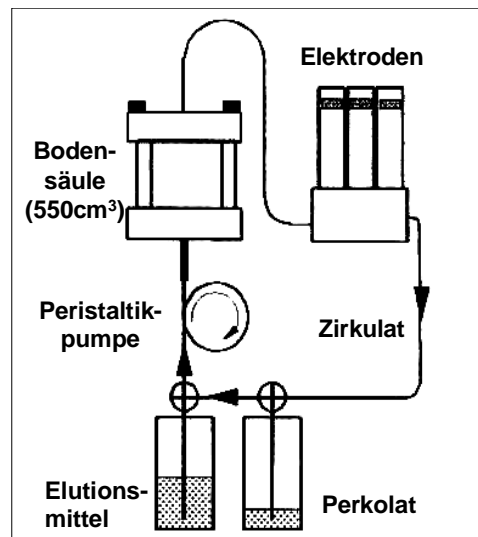


Abb. 1: Funktionsprinzip des Dynamischen Batchtests an Bodensäulen angewandt auf die Elution technogener Substrate aus Bauschutt und Asche (UIT 2003)

fig. 1: Scheme of the Dynamic Batchtest with soil columns applied on technogenic substrates consisting of construction rubble and ash (UIT 2003)

4 Ergebnisse

Dynamischer Batchtest – technische Daten

Alle Bodensäulen können mit der gleichen Flussrate von 600 ml h⁻¹ eluiert werden, was bei einer Laufzeit von 24 h und einem Porenvolumen von 30 % bis 60 % zu 43 bis 90 Austauschhäufigkeiten führt. *Bauschutt* und *Müllverbrennungsasche* weisen bei gestörtem Einbau Trockenrohdichten von 1.65 bis 1.76 g cm⁻³ auf. Für die *Asche* des Ockerreduktosols sind im gestörten Einbau < 1 g cm⁻³ festzustellen. Hierfür besteht das weiteste L/S-Verhältnis von 1.4 bzw. 1.8 L kg⁻¹, wohingegen ansonsten der Wert von 0.6 L kg⁻¹ gilt (Tab. 3).

Dynamischer Batchtest – Gleichgewichtsbedingungen

Für alle Substrate stellen sich über die Laufzeit von 24 h sowohl für die elektrische Leitfähigkeit (EC25 bei 25 °C) als auch für den pH-Wert und das Redoxpotenzial (Eh) Gleichgewichtsbedingungen ein (vgl. Tab. 3). Während die pH-Werte und Redoxpotenziale um einen mittleren Wert schwanken, steigen die EC-Werte kontinuierlich an. Gleichgewichtsbedingungen für die EC sind rechnerisch gegeben, wenn das Stabilitätsniveau (EC25_{Stab}) erreicht ist (Abb. 2).

Für das untersuchte Spektrum technogener Substrate leitet sich die EC25_{Stab} über die Steigung aus der Wurzeltransformation¹ des Grenzwertes der EC25 (EC25_{Grenz}) ab (Makowsky et al. 2007). EC25_{Grenz} nimmt gemäß der Weibull-Anpassungsfunktion (Gleichung 1) den Wert *a* an, wenn die Austauschhäufigkeit (AH) unendlich groß wird:

$$EC25_{Grenz} = a - b * \exp(-c * AH^d) \quad (Gl. 1)$$

Anmerkung: a, b, c und d sind Konstanten der Weibull-Funktion

¹ Formel zur Ermittlung des Stabilitätsniveaus mit zwei Multiplikatoren und einem exponentiellen Faktor:
 $EC25_{Stab} = ((\text{Wurzel}(EC25_{Grenz}) * 0.05))^{1.5} * 2$

Tab. 3: Kennwerte des Dynamischen Batchtests mit technogenen Substraten aus Bauschutt und Asche

tab. 3: Data to characterise the Dynamic Batchtest with technogenic subtrates derived from construction rubble and ash

Substrat	Bauschutt	Bauschutt	MV-Asche	Rostasche	
Signatur	BAM-BS	UHH	BAM-MVA	WUE	
Wiederholungen (n)	3	3	3	4	4
Einbau Bodensäule	gestört	gestört	gestört	ungestört	gestört
technische Daten					
Flussrate (mL h ⁻¹)	600	600	600	600	600
K _f -Wert (cm d ⁻¹)	30 ^d	k.A.	15 ^d	8000	k.A.
Porenvolumen (%)	29	28	30	60	49
L/S-Verhältnis (-)	0.6	0.6	0.6	1.8	1.4
TRD (g cm ⁻³)	1.73	1.65	1.76	0.77	0.98
Gleichgewichtsbedingungen					
pH _{H2Odem} (-) ^a	12.0 – 12.6	9.8 – 10.2	11.7 – 11.9	7.8 – 8.0	7.9 – 8.1
Eh-Wert (mV) ^a	92 – 126 ^e	218 – 253 ^e	134 – 171 ^e	391 – 421	408 – 457
EC25 _{Grenz} (μS cm ⁻¹) ^b	10,121	2250	7583	550	491
EC25 _{Stab} (μS cm ⁻¹) ^c	8523	1763	3961	360	271
EC25 _{Stab} /EC25 _{Grenz} (%)	84	78	52	65	55

^a 5% bzw. 95%-Perzentilwert

^b EC25_{Grenz} meint den Grenzwert der Anpassungsfunktion für EC25 (Makowsky et al. 2007) (vgl. Abb. 2)

^c EC25_{Stab} berechnet aus Wurzeltransformation von EC25_{Grenz} (Makowsky et al. 2007) (vgl. Abb. 2)

^d aus Berger et al. (2005)

^e Eh-Wert ist pH-abhängig; bei Normierung auf Eh7 liegen die Werte hier um 180 – 300 mV höher (Bohn 1971)

L/S-Verhältnis = Liquid-(Flüssig-)/Solid-(Fest-)Verhältnis

TRD = Trockenrohddichte

Festzustellen ist, dass die EC- und pH-Werte von den Referenzmaterialien aus Bauschutt und MV-Asche (BAM-BS & BAM-MVA) über den UHH-Bauschutt bis hin zu der am Standort entnommenen Asche (WUE) deutlich abnehmen, da sowohl der UHH-Bauschutt als auch die Asche (WUE) bereits seit mehreren Jahren bis Jahrzehnten in situ Auswaschungsprozessen unterliegen. Der Anteil der EC25_{Stab} an der EC25_{Grenz} liegt bei Bauschutt über dem von Aschen. Ursache hierfür können leicht lösliche Salze (z.B. sulfatische Verbindungen wie Gips) sein (Goetz & Baasch 2002), so dass bei Erreichen der Grenzsteigung bereits sehr hohe EC25-Werte vorherrschen. Die Redoxpotenziale bewegen sich unter Berücksichtigung des pH-Wertes stets im oxidativen Bereich.

Dynamischer Batchtest – Quellkonzentration (SM_{mob})

Um bei fehlender Normalverteilung den Einfluss von Extremwerten auf die Bewertung der im Eluat gemessenen Konzentration von Cr, Cu und Zn gering zu halten, sind in Tabelle 4 die *Mediane* zusammen mit der *Spannbreite* wiedergegeben. Im Falle der am Standort entnommenen *Asche* (WUE) sind nur für *Zn* mobile Anteile bei gestört befüllten Bodensäulen und zudem für die *MV-Asche* nachzuweisen. Im *Bauschutt* treten *keine Zn_{mob}-Anteile* auf, dafür liegen aber die Konzentrationen für *Cu* und teilweise auch für *Cr* über den *Prüfwerten* nach BBodSchV (1999).

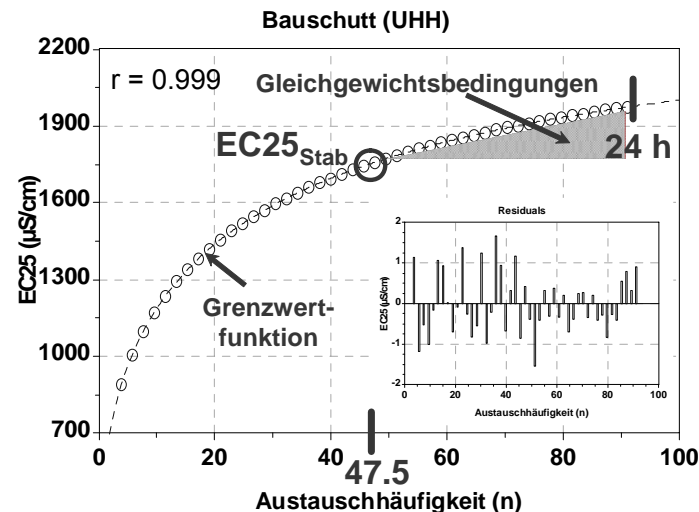


Abb. 2: Auswertung der Gleichgewichtsbedingungen für die elektrische Leitfähigkeit (EC25) im 24-stündigen Dynamischen Batchtest mit Bodensäulen bezogen auf die Austauschhäufigkeit am Beispiel von Bauschutt (UHH)

fig. 2: Analysis of balance conditions in electrical conductivity (EC25) depending on the exchange frequency for 24-h-lasting Dynamic Batchtest with soil columns applied on construction rubble (UHH)

Anmerkungen:

EC25_{Grenz} = Grenzwert der EC25 mittels Weibull-Anpassungsfunktion ermittelt (Makowsky et al. 2007)

EC25_{Stab} = Stabilitätsniveau der EC25 mittels Wurzeltransformation zur Berechnung der Steigung ermittelt, ab der nur noch eine geringe Veränderung der EC25-Werte besteht (Grenzsteigung) (Makowsky et al. 2007)

Tab. 4: Median und Spannbreite der im Eluat gemessenen Konzentration mobiler Schwermetalle (Cr, Cu und Zn) ($\mu\text{g L}^{-1}$) sowie DOC-Gehalt des Dynamischen Batchtests mit Bauschutt und Asche

tab. 4: Median and range of mobile heavy metal concentrations and DOC content analysed in the extraction solution derived from the Dynamic Batchtest applied on construction rubble and ash

Signatur	Standort	n	Cr		Cu		Zn		DOC
			Median $\mu\text{g L}^{-1}$	Spann- breite $\mu\text{g L}^{-1}$	Median $\mu\text{g L}^{-1}$	Spann- breite $\mu\text{g L}^{-1}$	Median $\mu\text{g L}^{-1}$	Spann- breite $\mu\text{g L}^{-1}$	Mittel mg kg^{-1}
BAM-BS	Bauschutt	3	85^a	83 – 100 ^a	79^a	74 – 92 ^a	< NG	< NG	38
UHH	Bauschutt	3	28	23 – 31	62^a	53 – 64 ^a	< NG	< NG	k.A.
BAM-MVA	MV-Asche	3	27	26 – 29	987^a	937 – 1020 ^a	64	48 – 96	49
WUE	Asche (ungestört)	4	< NG	< NG	< NG	< NG	< NG	< NG	7
WUE	Asche (gestört)	4	< NG	< NG	< NG	< NG	25	12 – 33	7

Anmerkungen:

^a > Prüfwert (BBodSchV 1999)

n = Anzahl der Wiederholungen

NG = Nachweisgrenze

Mittel = Mittelwert

k.A. = keine Angaben, da Analyse nicht vorhanden

Besonders hervorzuheben ist, dass die *MV-Asche* mehr als zehnfach höhere Cu_{mob} -Konzentrationen als der Bauschutt liefert. Hieraus auf eine erhöhte Mobilität zu schließen, liegt zwar nahe, soll jedoch noch einer näheren Betrachtung unterzogen werden (vgl. Abb. 4 & Tab. 5). Hinzuweisen ist zudem darauf, dass trotz Homogenisierung bei Materialuntersuchungen weite Spannbreiten auftreten können (z.B. bei MV-Asche für Zn) (vgl. Tab. 4).

Die Königswasser-extrahierbaren Schwermetallgehalte (SM_{kw}) nehmen einen entscheidenden Einfluss auf die mobilen Anteile (SM_{mob}) (LABO-ALA 2003). Durch den Bezug der Massengehalte der SM_{mob} ($\mu g\ kg^{-1}$) auf die der SM_{kw} ($mg\ kg^{-1}$) (SM_{mob}/SM_{kw} -Verhältnis in ‰; Prüß 1994) relativiert sich die Heterogenität der SM_{mob} -Werte eines Substrates, die insbesondere für Elution von nicht mit homogenisierten Bodenmaterial befüllten, ungestörten Bodensäulen charakteristisch ist. Über diesen Bezug können beispielsweise hohe SM_{mob} -Gehalte bei gleichzeitig hohen SM_{kw} -Gehalten zu einem ähnlichen SM_{mob}/SM_{kw} -Verhältnis führen wie geringe SM_{mob} -Gehalte bei gleichzeitig geringen SM_{kw} -Gehalten. Aus diesem Berechnungsschritt resultieren in der Regel normalverteilte Datensätze. Auf Grundlage des SM_{mob}/SM_{kw} -Verhältnisses lässt sich nun der Einfluss des *Einbaus* (ungestört/gestört) der Bodenproben in die Bodensäule am Beispiel der *Asche* (WUE) unter Bezugnahme auf Mittelwerte und Standardabweichungen sowie den T-Test überprüfen (Abb. 3) (Kolmogorov-Smirnoff-Test: $\alpha > 0.05$). Tendenziell liegen die SM_{mob} -Anteile des gestörten über denen des ungestörten Einbaus. Im Falle von Zn sind signifikante Unterschiede nachzuweisen ($\alpha = 0.035$; inhomogene Varianzen), was für Cu nahezu ($\alpha = 0.056$; homogene Varianzen), jedoch bei Cr eindeutig nicht erreicht wird ($\alpha = 0.861$; homogene Varianzen).

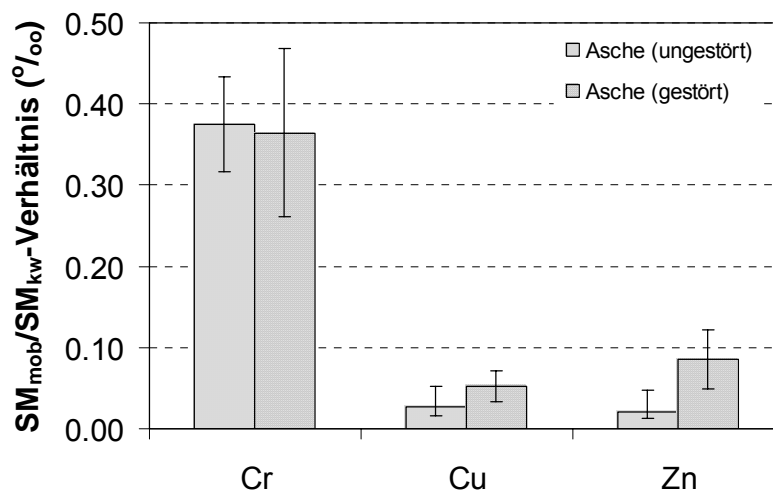


Abb. 3: Einfluss der Einbautechnik (ungestört/gestört; jeweils n = 4) von Bodensäulen im Dynamischen Batchtest auf die Mobilität von Schwermetallen ausgedrückt über das Verhältnis SM_{mob}/SM_{kw} (‰) am Beispiel eines Standortes aus Asche (Rostasche und Ofenausbruch)

fig. 3: Effect of filling technique (near-natural/disturbed; four replicates each) in soil columns using the Dynamic Batch-test device on the mobility of heavy metals expressed by HM_{mob}/HM_{ar} ratio referring to the site consisting of ash (grate ash and furnace release)

Anmerkungen: Dargestellt sind Mittelwerte und Standardabweichungen. Für die Element- und Einbau-spezifischen SM_{mob}/SM_{kw} -Verhältnisse (n = 4) auf Basis der Massengehalte liegt Normalverteilung vor (Kolmogorov-Smirnoff-Test: $\alpha > 0.05$)

Durch Bezugnahme auf das SM_{mob}/SM_{kw} -Verhältnis ergibt sich zudem ein differenzierteres Bild der *Mobilität* der Schwermetalle (Abb. 4 & Tab. 5) als dies bei Betrachtung der gemessenen Konzentrationen möglich ist (vgl. Tab. 4). Deutlich erkennbar in Abbildung 4 und Tabelle 5 sind die höhere *Cr*- und *Cu*-Mobilität im *Bauschutt* gegenüber den *Aschen*, was auf die bei *Bauschutt* intensiv ausgeprägte Bildung mobiler Metall-Hydroxid-Komplexe zurückzuführen sein könnte (Goetz & Baasch 2002). Die Ursache für die Mobilisierung von *Zn* liegt für die am Standort entnommene *Asche* (WUE) in den lediglich sehr schwach alkalischen pH-Werten und bezüglich der *MV-Asche* möglicherweise an der Bildung von Metall-organischen Komplexen (vgl. DOC-Gehalte, Tab. 4) (Blume 2004, Alloway 1999).

Wird der *Vergleich verschiedener Verfahren* zur Ermittlung der Schwermetallmobilität angestrebt, ist die *Bezugnahme auf den Massegehalt* notwendig, der die Auswertung unabhängig von dem L/S-Verhältnis ermöglicht. Hierzu ist der folgende Berechnungsschritt durchzuführen (Gleichung 2):

$$SM_{mob} (\mu g \text{ kg}^{-1}) = SM_{kw} (\text{mg kg}^{-1}) * SM_{mob}/SM_{kw}\text{-Verhältnis (\%)} \quad (\text{Gl. 2})$$

Anmerkung: Die Angabe des SM_{mob}/SM_{kw} -Verhältnisses in ‰ leitet sich ab aus dem Quotienten der Einheiten für SM_{mob} ($\mu g \text{ kg}^{-1}$) und SM_{kw} (mg kg^{-1}) und entspricht dem Faktor von 1/1000.

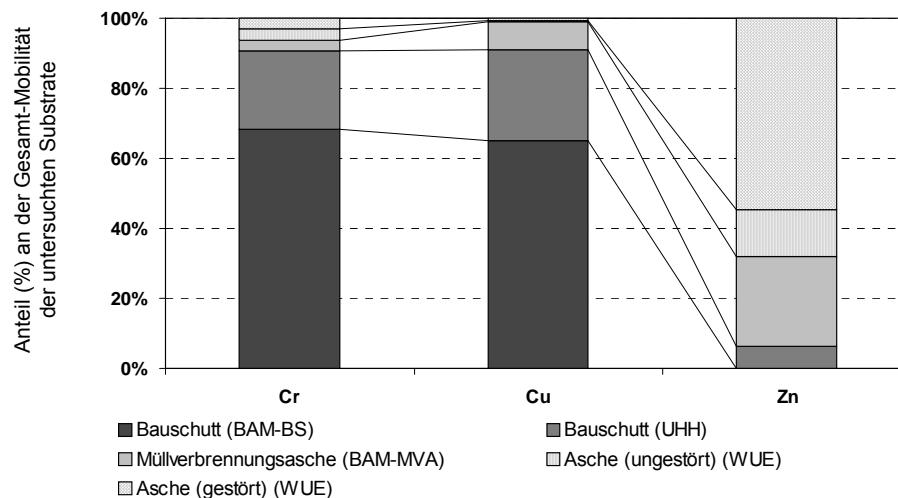


Abb. 4: Anteile (%) der Mobilität von Cr, Cu und Zn auf Grundlage des SM_{mob}/SM_{kw} -Verhältnisses (vgl. Tab. 5) für die untersuchten Bauschutt- und Aschen-Proben im Dynamischen Batchtest

fig. 4: Partition (%) of Cr, Cu and Zn referring to the mobility on the basis of HM_{mob}/HM_{kw} ratio (see tab. 5) derived from construction rubble and ash using the Dynamic Batchtest

Tab. 5: Median des Königswasser-extrahierbaren Cr, Cu und Zn sowie Mittelwert (Mittel) und Standardabweichung (SD) der SM_{mob}/SM_{kw} -Verhältnisse (‰) des Dynamischen Batchtests mit Bauschutt und Asche (n = 3 – 4)

tab. 5: Median of Cr, Cu and Zn aqua regia content in combination with the mean and standard deviation (SD) of the HM_{mob}/HM_{kw} ratio (‰) derived from the Dynamic Batchtest applied on construction rubble and ash (n = 3 – 4)

Signatur	Standort	Cr			Cu			Zn		
		SM_{kw}	SM_{mob}/SM_{kw}		SM_{kw}	SM_{mob}/SM_{kw}		SM_{kw}	SM_{mob}/SM_{kw}	
		Median mg kg ⁻¹	Mittel ‰	SD ‰	Median mg kg ⁻¹	Mittel ‰	SD ‰	Median mg kg ⁻¹	Mittel ‰	SD ‰
BAM-BS	Bauschutt	11	7.93	1.53	16	5.67	0.94	61	0.00	0.00
UHH	Bauschutt	12	2.59	0.25	30	2.25	0.16	102	0.01	0.02
BAM-MVA	MV-Asche	75	0.34	0.09	1617	0.71	0.13	1656	0.04	0.02
WUE	Asche (ungestört)	41	0.38	0.06	401	0.03	0.01	407	0.02	0.02
WUE	Asche (gestört)	40	0.36	0.10	255	0.05	0.02	506	0.09	0.04

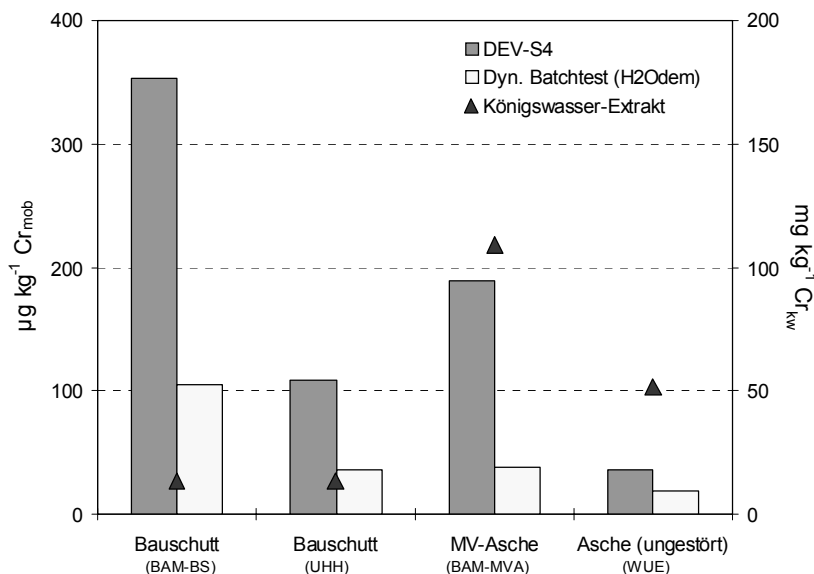


Abb. 5: Cr_{mob} (95%-Perzentilwerte) unter Einsatz des DEV-S4-Schüttelextrakts, der Elution von Bodensäulen im Dynamischen Batchtest und der Extraktion mittels Königswasser (Cr_{kw}) für Bauschutt und Asche

fig. 5: Cr_{mob} (95%-percentile) derived from batch extraction, Dynamic Batchtest and aqua regia extraction (Cr_{ar}) applied on construction rubble and ash

Anmerkung: Die Untersuchung des UHH-Bauschutts mittels DEV-S4-Elution nach Baasch (2006) führen sowohl bei Cr als auch bei Cu und Zn (hier nicht dargestellt) zu den gleichen Ergebnissen wie die eigenen DEV-S4-Untersuchungen. Die Ergebnisse für Asche (ungestört) beziehen sich auf die ungestörte Elution von Bodensäulen im Dynamischen Batchtest. Für Cr_{kw} wird auf die 95%-Perzentilwerte Bezug genommen (n = 3 - 4). Die SM_{mob}-Gehalte berechnen sich nach Gleichung 2. Das SM_{mob}/SM_{kw}-Verhältnis bezieht sich für den Dynamischen Batchtest auf den Median (n = 3 - 4). Beim DEV-S4-Verfahren liegen die Mittelwerte der Doppelbestimmung einer homogenisierten Bauschutt- und MV-Asche-Probe zu Grunde. Für die Asche (WUE) sind vier Wiederholungen vorhanden und es wird der Median verwendet.

Der in Abbildung 5 dargestellte *Methodenvergleich* verdeutlicht in diesem Zusammenhang am Beispiel der 95%-Perzentilwerte von Cr, dass trotz niedriger Cr_{kw} -Gehalte im *Bauschutt erhöhte Cr_{mob} -Anteile* sowohl im DEV-S4-Verfahren als auch im Dynamischen Batchtest zu verzeichnen sind. Dass bei der *MV-Asche* erhöhte SM_{mob} -Gehalte zu verzeichnen sind, trotzdem das Cr_{mob}/Cr_{kw} -Verhältnis gering ist, beruht auf den hohen SM_{kw} -Gehalten (vgl. Tab. 5). Zudem muss sowohl für Bauschutt als auch für Asche bei Verwendung des H_2O_{dem} -Schüttelextraktes nach DIN 38414-4 (1984) mit *höheren Cr_{mob} -Anteilen* gerechnet werden *als im Dynamischen Batchtest mit Bodensäulen*.

Bezüglich des Methodenvergleichs ist zu ergänzen, dass die eigenen Ergebnisse der über das Cr_{mob}/Cr_{kw} -Verhältnis berechneten Cr_{mob} -Massengehalte unter Berücksichtigung des L/S-Verhältnisses mit den Ergebnissen der von der Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung ausgewerteten *Säulen-Ringversuche* für das Referenzmaterial Bauschutt (BAM-BS) eine gute Übereinstimmung widerspiegeln (Abb. 6).

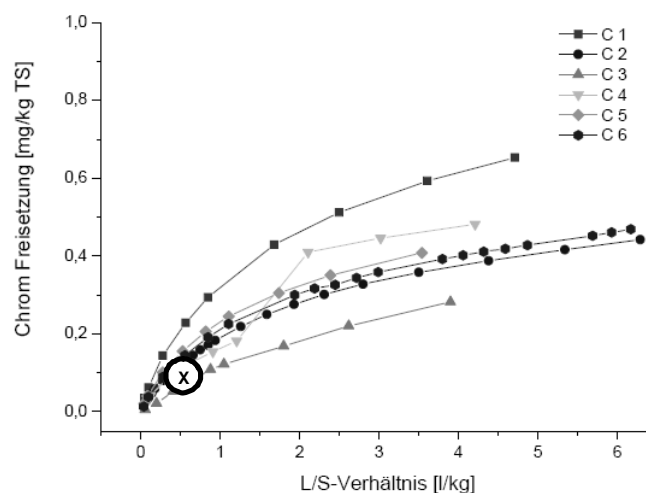


Abb. 6: Einordnung der über die Elution von Bauschutt-befüllten Bodensäulen (BAM-BS) im Dynamischen Batchtest ermittelten mobilen Cr-Massengehalte ($L/S = 0.6 \text{ L kg}^{-1}$; $Cr_{mob} = 105 \mu\text{g kg}^{-1}$) in die Ergebnisse der von der Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung ausgewerteten Säulen-Ringversuche (Kalbe et al. 2006)

fig. 6: Comparison of Cr_{mob} mass content ($L/S = 0.6 \text{ L kg}^{-1}$; $Cr_{mob} = 105 \mu\text{g kg}^{-1}$) derived from construction rubble (BAM-BS) using the Dynamic Batchtest with disturbed soil columns and results from soil column tests described by the Federal Institute for Materials Research and Testing (Kalbe et al. 2006)

5 Bewertung

Zur Beantwortung der Fragestellung der *Abschätzung der Quellkonzentration* als wesentlicher Bestandteil der Sickerwasserprognose und zum Vergleich mit den Prüfwerten ist abschließend die Umrechnung der SM_{mob} von dem *Massengehalt* auf die (prognostizierte) *Massenkonzentration* erforderlich (Gleichung 3):

$$SM_{mob} (\mu\text{g L}^{-1}) = SM_{kw} (\text{mg kg}^{-1}) * SM_{mob}/SM_{kw}\text{-Verhältnis (\%)} : L/S (\text{L kg}^{-1}) \quad (\text{Gl. 3})$$

Anmerkungen:

SM_{mob} = mobile Schwermetalle; SM_{kw} = Königswasser-extrahierbare Schwermetalle; L/S = Liquid-/Solid-Verhältnis

Am Beispiel von Cr besteht unter Verwendung des wirklichkeitsnahen Verfahrens des Dynamischen Batchtests auf Grund der Prüfwertüberschreitung der Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung am Ort der Probenahme für die Bauschutt-Proben und die MV-Asche, nicht aber für den Standort aus Asche (WUE) (BBodSchV 1999, BBodSchG 1998) (Tab. 6). Aus den Ergebnissen der DEV-S4-Elution hingegen leitet sich in keinem Fall eine Überschreitung der Prüfwerte ab, wobei die Aussagekraft dieses Verfahrens kritisch zu hinterfragen ist (vgl. Tab. 1). Trotzdem die absoluten prognostizierten Cr-Konzentrationen der beiden Verfahren sich voneinander unterscheiden, ist aber die Rangfolge der untersuchten Substrate identisch und nimmt in der Reihenfolge Bauschutt (BAM-BS) > MV-Asche (BAM-MVA) > Bauschutt (UHH) > Asche (WUE) ab.

Tab. 6: Prognose der Quellkonzentration für Cr auf Basis der SM_{kw} -95%-Perzentilwerte für Bauschutt und Asche mittels Elution von Bodensäulen im Dynamischen Batchtest und DEV-S4-Verfahren (DIN 38414-4 1984)

tab. 6: Prognosis of the source concentration of Cr based on the HM_{ar} -95%-percentile referring to construction rubble and ash extracted from soil columns using the Dynamic Batchtest as well as batch extraction (DEV-S4, DIN 38414-4 1984)

Signatur	Substrat	SM_{kw} 95%-Perz. ($mg\ kg^{-1}$)	Dynamischer Batchtest			DEV-S4		
			SM_{mob}/SM_{kw}	L/S	SM_{mob}	SM_{mob}/SM_{kw}	L/S	SM_{mob}
			Median (‰)	Median ($L\ kg^{-1}$)	95%-Perz. ($\mu g\ L^{-1}$)	Median (‰)	Median ($L\ kg^{-1}$)	95%-Perz. ($\mu g\ L^{-1}$)
BAM-BS	Bauschutt	13	7.85	0.6	176	26.33	10.2	35
UHH	Bauschutt	13	2.68	0.7	51	8.21	10.1	11
BAM-MVA	MV-Asche	109	0.35	0.6	63	1.73	10.4	18
WUE	Asche	51	0.37	1.9	10	0.70	10.3	3

Anmerkung: Überschreitungen des Prüfwertes (BBodSchV 1999) für Cr ($50\ \mu g\ L^{-1}$) sind mit einem Kreis markiert. Die SM_{mob} -Konzentration errechnet sich gemäß Gleichung 3. Die Ergebnisse für die Asche (WUE) beziehen sich auf die ungestört befüllte Bodensäule. Dem SM_{mob}/SM_{kw} - bzw. L/S-Verhältnis liegen beim Dynamischen Batchtest die Mediane zu Grunde ($n = 3 - 4$). Im Falle des DEV-S4-Verfahrens fließen Doppelbestimmungen einer homogenisierten Bauschutt- bzw. MV-Asche-Probe ein. Für Asche (WUE) sind vier Bodensäulen-spezifische Proben in Doppelbestimmung vorhanden und der Median wird zur Prognose der SM_{mob} -Konzentration verwendet.

6 Schlussfolgerungen und Ausblick

Mit der Elution von Bodensäulen im Dynamischen Batchtest lassen sich für Bauschutt und Asche Gleichgewichtsbedingungen für EC, pH-Wert und Redoxpotenzial über den Zeitraum von 24 h erzielen. Bei diesem Verfahren ist die wirklichkeitsnahe, ungestörte Beprobung mittels Bodensäulen als vorteilhaft anzusehen und liefert tendenziell niedrigere SM_{mob} -Anteile gegenüber der gestörten Befüllung. Auf Grund der Heterogenität technogener Substrate ist der Bezug der SM_{mob} auf die SM_{kw} empfehlenswert, so dass die Mobilität von Schwermetallen auch für verschiedene Elutionsverfahren und technogene Substrate aussagekräftig vergleichbar wird. Auf dieser Basis wird deutlich, dass Cr und Cu bei Bauschutt trotz geringer SM_{kw} -Gehalte die höchsten mobilen Anteile aufweisen. Bei Aschen dominiert Zn_{mob} . Als Hinweis auf die Aussagekraft des Versuchsansatzes mittels Dynamischen Batchtest dient die Übereinstimmung der Cr_{mob} -Massengehalte mit denen der Auswertung von Säulen-Ringversuchen (Kalbe et al. 2006). In der Tendenz nimmt für Cr sowohl bei dem Verfahren des Dynamischen Batchtests als auch bei dem DEV-S4-Verfahren die prognostizierte Quellkonzentration von den Referenzmaterialien Bauschutt und MV-Asche hin zu den in situ entnommenen Substraten

aus Bauschutt und Asche ab. Dabei werden die Prüfwerte bei beiden Bauschutt-Proben und der MV-Asche im Dynamischen Batchtest überschritten, hingegen bei Bezugnahme auf das DEV-S4-Verfahren unterschritten.

Das Ziel der Ermittlung der Quellskonzentration im Rahmen der Sickerwasserprognose ist mittels des Dynamischen Batchtests wirklichkeitsnäher als mittels DEV-S4-Verfahren und weniger kosten- und zeitaufwändig als mittels Säulenversuch zu erreichen. Für die Bewertung des Wirkungspfades Boden - Grundwasser kann die so abgeschätzte Quellskonzentration einerseits in die vergleichende Bewertung des Prüfwertes am Ort der Beurteilung direkt einfließen, sofern die beschriebenen Restriktionen eingehalten werden, oder andererseits für die Transportprognose, wie sie für die orientierende Untersuchung vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft (BayLfW 2001) oder in der Detailuntersuchung von Schneider & Stöfen (2002), Altfelder et al. (2007) oder Becker (2007) beschrieben wird, von Nutzen sein.

Dank

Die Autoren möchten ihren Dank für die finanzielle Unterstützung durch die Arbeitsgruppe Innovative Projekte (AGIP) beim Ministerium für Wissenschaft und Kultur des Landes Niedersachsen ausdrücken. Der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM, Berlin) sowie dem Institut für Bodenkunde der Technischen Universität Hamburg gilt für die Bereitstellung des (Referenz-)Probenmaterials unser besonderes Dankeschön.

7 Quellen

AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung.- Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten der Bundesrepublik Deutschland (Hrsg.), 5. Auflage, Hannover; E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart

AKS (Arbeitskreis Stadtböden) (1997): Empfehlungen des Arbeitskreises Stadtböden der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft für die Kartierung urban, gewerblich, industriell und montan überformter Flächen (Stadtböden).- Arbeitskreis Stadtböden der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 2. Auflage, Sekretariat für Bodenbewertung, Kiel

Alloway, B. J. (1999) (Hrsg.): Schwermetalle in Böden.- Springer-Verlag, Berlin

Altfelder, S., Duijnisveld, W. H. M., Meyenburg, G., Utermann, J. (2007): Quantifying the Influence of Uncertainty and Variability on Groundwater Risk Assessment for Trace Elements.- Vadose Zone J. 6, 668 - 678

Baasch, A. (2006): Elementkonzentrationen, pH-Werte und EC-Werte in Eluaten nach DIN 38414-4 sowie Sickerwässern aus Lysimetern und Saugkerzen des Betonmineralgemisches BMG 05.- Universität Hamburg, Institut für Bodenkunde, schriftliche Mitteilung, unveröffentlicht

BayLfW (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft) (heute: Bayerisches Landesamt für Umwelt) (2001): Untersuchung und Bewertung von Altlasten, schädlichen Bodenveränderungen und Gewässerunreinigungen – Wirkungspfad Boden – Grundwasser.- Merkblatt Nr. 3.8/1, Stand 31.10.01, München

BBodSchG (Bundes-Bodenschutzgesetz) (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten.- BGBl. I, G 5702, Nr. 16 vom 24.03.1998, Seiten 502-510

BBodSchV (Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung)(1999): Bundes – Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999, Verkündungsfundstelle: BGBl I, Seite 1554 - 1582

Becker, V. (2007): Seeper - Ein Modell für die Praxis der Sickerwasserprognose, Berichte aus dem Fachbereich Geowissenschaften der Universität Bremen, Nr. 257, Bremen

Berger, W., Scheuering, I. & Stenger, K. (2003): Ist der Säulenversuch eine vollzugstaugliche Labormethode für die Ermittlung des Sickerwasserbeschaffenheit am Ort der Probenahme?.- Marktredwitzer Bodenschutztag Tagungsband 3: Bodenschutz im Spannungsfeld zwischen Wissenschaft und Vollzug; 130 - 136, Marktredwitz

Berger, W., Kalbe, U. & Eckardt, J. (2005): Aufbereitung von Referenzmaterialien für die Ableitung von Verfahren zur Sickerwasserprognose.- Fachlicher Schlussbericht zum BMBF-Vorhaben FKZ 02WP0143, Januar 2005

Blume, H.-P. (2004) (Hrsg.): Handbuch des Bodenschutzes.- 3. Auflage, ecomed verlagsgesellschaft, Landsberg am Lech

Bohn, H. L. (1971): Redox potentials.– Soil Science 112, 39 – 45

DIN 38414-4 (1984): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S4).- Beuth Verlag, Berlin

DIN EN 1484 (1997): Anleitungen zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC).- Beuth Verlag, Berlin

DIN EN 13657 (2003): Aufschluss mit Königswasser zur Bestimmung von Spurenelementen in Abfällen.- Beuth Verlag, Berlin

DIN EN ISO 11885: 04.98 (1998): Bestimmung von 33 Elementen durch induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie.- in: Deutsches Institut für Normung (Hrsg.)(2000): Handbuch der Bodenuntersuchung; Beuth Verlag, Berlin

DIN ISO 11461 (2001): Boednbeschaffenheit – Bestimmung des Wassergehaltes des Bodens als Volumenanteil mittels Stechzylinder – Gravimetrisches Vefahren.- Beuth Verlag, Berlin

EWE (2007): EWE-Labor für Umweltanalytik: Netto-Preisliste.-
www.ewe.de/download/pdf/2007-03_Preise_Umweltanalytik.pdf (Funddatum: 2007-09-17)

Gerth, J. (2007^a): Sickerwasserprognose für anorganische Schadstoffe.- in: Förstner, U. & Grathwohl, P. (Hrsg.): Ingenieurgeochemie; 2. Aufl., Springer Verlag, Berlin, 255 – 272

Gerth, J. (2007^b): Konzepte zur Bewertung des Schadstoffpfades Boden – Grundwasser.- Tagungsband Diskussionsforum Bodenwissenschaften „Grundwasser und Boden“, Heft 8, 1 - 9, Fachhochschule Osnabrück, Osnabrück

Goetz, D. & Baasch, A. (2002): Untersuchungen zur Umweltverträglichkeit von Recycling-Baustoffen unter realen Einsatzbedingungen.- Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg, Hamburg

Kalbe, U., Berger, W., Eckardt, J. & Christoph, G. (2006): Abschlussbericht Laborvergleichsuntersuchungen SIWAP - Teil 1: Laborvergleichsuntersuchungen.- Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung, Berlin

LABO-ALA (2006): Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei Detailuntersuchungen.- Unterausschuss „Sickerwasserprognose“ des Altlastenausschusses (ALA) der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO),
www.labo-deutschland.de/pdf/TOP%2010.4_Endfassung%20Sickerwasserprognose.pdf
(Funddatum: 2007-09-17)

LABO-ALA (2003): Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei orientierenden Untersuchungen.- Unterausschuss „Sickerwasserprognose“ des Altlastenausschusses (ALA) der Bund-/ Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO), www.lbeg.de/altlasten/downloads/sickerwasserprognose.pdf
(Funddatum: 2007-09-17)

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser)(Hrsg.) (2004): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser.– Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (Hrsg.), Unterausschuss „Geringfügigkeitsschwellen“ des Ständigen Ausschusses „Grundwasser und Wasserversorgung“ der LAWA, in: Rosenkranz, D., Einsele, G. & Harreß, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz - ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser; Teil: Bd. 3; Kennzahl 9208, 42. Lfg. IV/05, Schmidt Verlag, Berlin

Lichtfuss, R. (2000): Verfahren zur Abschätzung von anorganischen Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser nach der Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV).- Mittlg. Dt. Bodenkdl. Ges., 92, 43 – 46

Makowsky, L., Meuser, H. & Tapernon, S. (2007): Anwendbarkeit von Verfahren zur Elution von Bodensäulen bei Böden aus technogenen Substraten Mittlg. Dt. Bodenkdl. Ges., im Druck

Meuser, H., Makowsky, L. & Meyer, J. (2005): Osnabrück und seine Böden.- secolo-Verlag, Osnabrück

NEN (Nederlands Normalisatie-instituut)(1995): NEN 7343 - Uitloogkarakteristieken van vaste grond- en steenachtige bouwmaterialen en afvalstoffen; Uitloogproeven; Bepaling van de uitloging van anorganische componenten uit poeder- en korrelvormige materialen met de kolomproef.- Nederlands Normalisatie-instituut, Delft

Nitsche, C. (2002): Sickerwasserprognose, Teil I: Laborative Untersuchungen.- DGFZ (Dresdner Grundwasserforschungszentrum) -Weiterbildungsunterlagen; Boden- und Grundwasserlabor Dresden GmbH (Hrsg.), Dresden

Prüß, A. (1994): Einstufung mobiler Spurenelemente in Böden.- in: Rosenkranz, D., Einsele, G. & Harreß, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz - ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser; Teil: Bd. 2; Kennzahl 3600, 15. Lfg. I/94, Schmidt Verlag, Berlin

Schneider, W. & Stöfen, H. (2002): Relevanz des Quellterms bei der Sickerwasserprognose.- Bodenschutz, 4/02, 130 – 140

UIT (Umwelt- und Ingenieurtechnik) (2003): Dynamische Batchtest-Anlage, Typ Eco – Gerätebeschreibung und Bedienhandbuch.- Umwelt- und Ingenieurtechnik GmbH, Dresden

von Held, G. (2007): Leistungsbeschreibung orientierende Untersuchung.- Wasserwirtschaftsamt Donauwörth

Sickerwasserprognose im Modell – Vergleichende Betrachtung verschiedener Konzepte im Hinblick auf ihren Einsatz in der Praxis

Sven Altfelder

1 Einleitung

Die Notwendigkeit zur Sickerwasserprognose an Standorten mit bestehenden bzw. zu erwartenden Bodenbelastungen ist im Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG, 1998) bzw. in der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, 1999) formuliert. Beide Regelwerke sind seit 1998/1999 Teil der Umweltgesetzgebung des Bundes. Schutzgüter im Sinne des Gesetzes bzw. der Verordnung sind die natürlichen Bodenfunktionen. Der Leitgedanke beider Regelwerke ist die Gefahrenabwehr. Der Vorsorgegedanke spielt keine Rolle.

Ziel der Sickerwasserprognose ist eine Vorhersage der Entwicklung der Stoffkonzentration am Ort der Beurteilung (OdB - Übergang zwischen gesättigter und ungesättigter Zone) innerhalb einer überschaubaren Zukunft. Der Begriff „überschaubare Zukunft“ ist in den entsprechenden Regelwerken nicht genau definiert und daher einzelfallabhängig verbal/argumentativ festzulegen. Die Definition des OdBs ist ebenfalls nicht eindeutig. Sowohl die Grundwasser-Oberfläche als auch die Obergrenze des geschlossenen Kapillarsaums können als OdB interpretiert werden. Abhängig vom Substrat kann der Flurabstand beider Orte sehr unterschiedlich sein. Weiterhin können jahreszeitenabhängig auftretende hängende Grundwasserleiter eine Festlegung des OdBs erschweren. Letztere Problematik wird im Rahmen des Beitrags von Bernd Steinweg weiter vertieft.

Im Vergleich zu Wasser und Luft ist der Boden eher spät in einer entsprechenden Umweltgesetzgebung berücksichtigt worden. Aufgrund der diversen Abhängigkeiten zwischen Wasser, Luft und Boden gibt es Überschneidungen mit anderen, meist älteren Regelwerken. Dies muss bei der Anwendung von BBodSchG und BBodSchV berücksichtigt werden. Eine vergleichbare Initiative auf europäischer Ebene ist die Entwicklung der „Soil Thematic Strategy“, die aktuell als Teil des 6ten europäischen Umweltaktionsprogramms in Arbeit ist und die in eine Rahmenrichtlinie münden soll.

Entscheidungen auf Basis des BBodSchG und der BBodSchV werden anhand von Prüf- und Maßnahmewerten getroffen. Für den Pfad Boden-Grundwasser gilt (anders als für andere Expositionspfade): Der Prüfwert am Ort der Probenahme ist gleichzeitig Maßnahmewert am Ort der Beurteilung. Eine Überschreitung des Prüfwertes erfordert eine detaillierte Untersuchung, in welchem Maße Bodenfunktionen beeinträchtigt sind. Bei Überschreitung des Maßnahmewertes ist eine Beeinträchtigung gegeben. Es muss allerdings darauf geachtet werden, dass bei der Ergreifung von Maßnahmen das Verhältnismäßigkeitsprinzip gewahrt wird. Daher müssen neben der reinen Überprüfung, ob Maßnahmewerte überschritten sind, auch die Ausdehnung der Maßnahmewertüberschreitung sowie Stofffrachten betrachtet werden. Hierdurch ist gewährleistet, dass die potentielle Gefahr im Verhältnis zu den Kosten der Sanierung bewertet werden kann.

Forschungsbedarf zur Methodenentwicklung in der Sickerwasserprognose wurde vom BMBF im Jahr 2001 formuliert. Der Anwendungsbereich der zu entwickelnden Methoden liegt in der Verwertung

von Reststoffen im Bodenbereich oder bei bestehenden Altlasten. Derzeit liegen die anfallenden Mengen bei der Verwertung von Reststoffen in der Größenordnung von einigen 100 Mio. t pro Jahr.

Der Bedarf an weiterführenden Information zu Methoden der Sickerwasserprognose als Konsequenz von BBodSchG und BBodSchV ist von den Ländern frühzeitig erkannt worden. Daher sind verschiedene Leitlinien entwickelt worden – ein Beispiel ist das im Beitrag von Wilhelmus Duijnisveld vorgestellte BLA-GEO-Papier (BLA-GEO, 2007).

2 Anwendung von Modellen in der Sickerwasserprognose

Das Ziel der Sickerwasserprognose ist die Gefahrenabwehr für das Grundwasser. Die BBodSchV hält explizit fest, dass neben verbal/argumentativen Methoden hierfür auch Modelle ein mögliches Werkzeug sind.

Prognosen mit Modellen sind oft die einzige Möglichkeit zur Beurteilung der zukünftigen Entwicklung von Schadstoffkonzentrationen am OdB, da Prognosen auf Basis von Messungen wie auch verbal/argumentative Methoden in der Regel nicht sehr weit in die Zukunft reichen.

In der Praxis ist häufig festzustellen, dass für die meisten gängigen Modelle nicht die notwendigen Eingabedaten vorhanden sind, was einen Einsatz unmöglich macht (siehe Abb. 1).

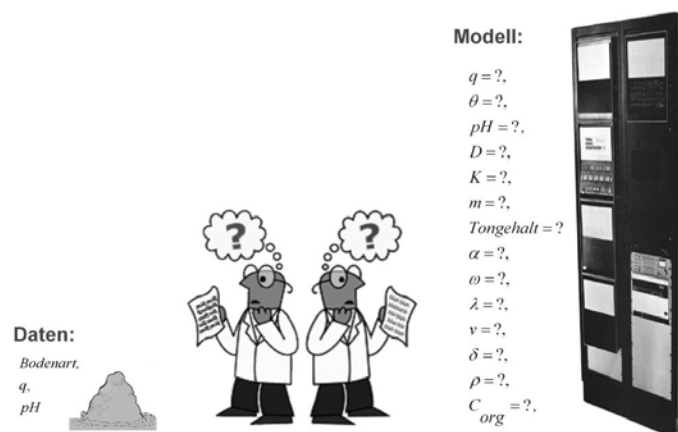


Abb. 1: Das Modelldilemma

Die Komplexität von Modellen wird ebenfalls als Hinderungsgrund für ihren Einsatz in der Praxis angesehen. Allerdings ist dies, anders als das Fehlen von Daten, weniger ein ökonomisches Hindernis. Mit zunehmendem Prozessverständnis durch gezielte Aus- und Weiterbildung der Gutachter vor Ort kann die Akzeptanz komplexer Modelle erhöht werden. Grundsätzlich lässt sich festhalten, dass die Gefahrenbeurteilung in der Regel immer auf mehr oder weniger unsicheren Abschätzungen beruhen wird, unabhängig davon, ob Sie verbal/argumentativ oder mit Modellen erfolgen. Der Einsatz von Modellen kann diese Unsicherheit lediglich einschränken.

Bei der modellhaften Beschreibung von Transportprozessen an einem Standort muss der Bearbeiter zuerst alle relevanten Prozesse identifizieren und anschließend ein konzeptionelles Modell des Standorts auf Basis von physikalischen, chemischen und biologischen Gesetzmäßigkeiten konstruieren. Ist das konzeptionelle Modell erstellt, kann ein passendes generisches Modell gesucht werden, das alle

identifizierten Prozesse beschreibt. Eine anschließend auf den Standort zugeschnittene Anpassung erlaubt dann die zur Beurteilung notwendigen Prognosen.

Ein grundsätzliches Problem von Modellierungen im Rahmen der Sickerwasserprognose ist die Tatsache, dass die Prognosezeiträume oft um ein Vielfaches länger sind als das Zeitfenster der Datenreihen, die zur Modellkalibrierung genutzt werden – eine echte Validierung von Modellen ist daher selten möglich.

Ein Vorteil von Modellanwendungen im Vergleich zu Messungen oder verbal/argumentativen Methoden ist ihr Beitrag zum Prozessverständnis, was eine iterative Anpassung des konzeptionellen Modells unterstützt.

Aus der Vielzahl der im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunktes “Sickerwasserprognose“ entwickelten Modelle werden nachfolgend zwei praxisnahe Modellierungsansätze im Detail vorgestellt. Beide Verfahren können insbesondere in Fällen, in denen nur wenige Daten vorliegen, eingesetzt werden. Die Schadstofffreisetzung aus der Quelle als Funktion der Zeit wird in beiden Verfahren als bekannt vorausgesetzt.

2.1 AF-Verfahren

Das AF-Verfahren wurde im Rahmen einer Dissertation von Heinke Stöfen entwickelt (Stöfen, 2005). Es quantifiziert die Konzentrationsabnahme entlang des Pfades Boden-Grundwasser und erlaubt eine Bewertung der Maximalkonzentration am OdB. Hierzu wird ein Abminderungsfaktor (AF) berechnet, der sich aus maximaler Konzentration der Quelle c_0 [M/L³], dividiert durch die maximale Konzentration am OdB c_{OB}^{\max} [M/L³], ergibt:

$$AF = \frac{c_0}{c_{OB}^{\max}} \quad (1)$$

Beim AF-Verfahren handelt es sich um einen Prüfwerttest – eine weitere Einzelfall bezogene Prüfung bei Überschreitung ist erforderlich. Das Verfahren erlaubt keine Vorhersage über den Zeitpunkt der Überschreitung sowie keine Frachtbetrachtung. Es ist dafür für fast alle Stoffklassen anwendbar. An einen Einsatz des Verfahrens ist vor allem im Rahmen einer Voruntersuchung gedacht und nicht im Rahmen der Detailuntersuchung.

Das AF-Verfahren basiert auf Vereinfachungen komplexer Modellvorstellungen. Bei der Vereinfachung wird angestrebt, die Zunahme an Ungenauigkeit gering zu halten. Ist eine Zunahme unvermeidbar, wird im Rahmen des Verfahrens der Prognosewert systematisch überschätzt. Das Verfahren ist damit konservativ im Sinne der anschließenden Beurteilung.

Die grundlegenden Prozesse, die berücksichtigt werden, sind:

1. Quellstärke als Funktion der Zeit - Unendliche Quelle oder Endliche Quelle (dann Berücksichtigung von Sorption und longitudinaler Dispersion).
2. Abbau und Umwandlung
3. Verdünnung aufgrund von transversaler Dispersion
4. Verdünnung am OdB durch das Grundwasser

Im AF-Verfahren wird der Wassertransport stationär betrachtet, Sorption wird als Gleichgewichtssorption beschrieben und Schadstoffabbau wird als Abbau 1ster Ordnung angenommen.

Das Flussdiagramm in Abb. 2 zeigt die prinzipielle Herangehensweise bei der Ermittlung des AF-Wertes. Zuerst wird der standortspezifische, auf den Prüfwert der BBodSchV bezogene Abminderungsfaktor (AF_{erf}) bestimmt. Anschließend wird überprüft, ob partikelgebundener Transport berücksichtigt werden muss, was – falls zutreffend - auf jeden Fall eine aufwendigere Standortuntersuchung erfordert.

Danach erfolgt die Bestimmung der standortbezogenen tatsächlichen Abminderungsfaktoren AF_{End} (Abminderung aufgrund der Endlichkeit der Quelle), AF_{Abbau} (Abminderung aufgrund von Abbau), AF_{Disp} (Abminderung aufgrund von transversaler Dispersion) und gegebenenfalls $AF_{\text{Abbau+End}}$ (Kombination von Abbau und Endlichkeit der Quelle) sowie AF_{Ein} (Abminderung durch Einmischung von Grundwasser) über Nomogramme.

Da bis auf die Abminderung durch Einmischung ins Grundwasser (AF_{Ein}) die ermittelten AF-Werte nicht über eine einfache mathematische Operation kombiniert werden können, wird anschließend der maximale AF-Wert = $\max(AF_{\text{End}}, AF_{\text{Abbau}}, AF_{\text{Disp}}, \text{ und gegebenenfalls } AF_{\text{Abbau+End}})$ ermittelt und mit AF_{Ein} multipliziert. Ist der so ermittelte AF-Wert $> AF_{\text{erf}}$, ist keine weitere Prüfung erforderlich.

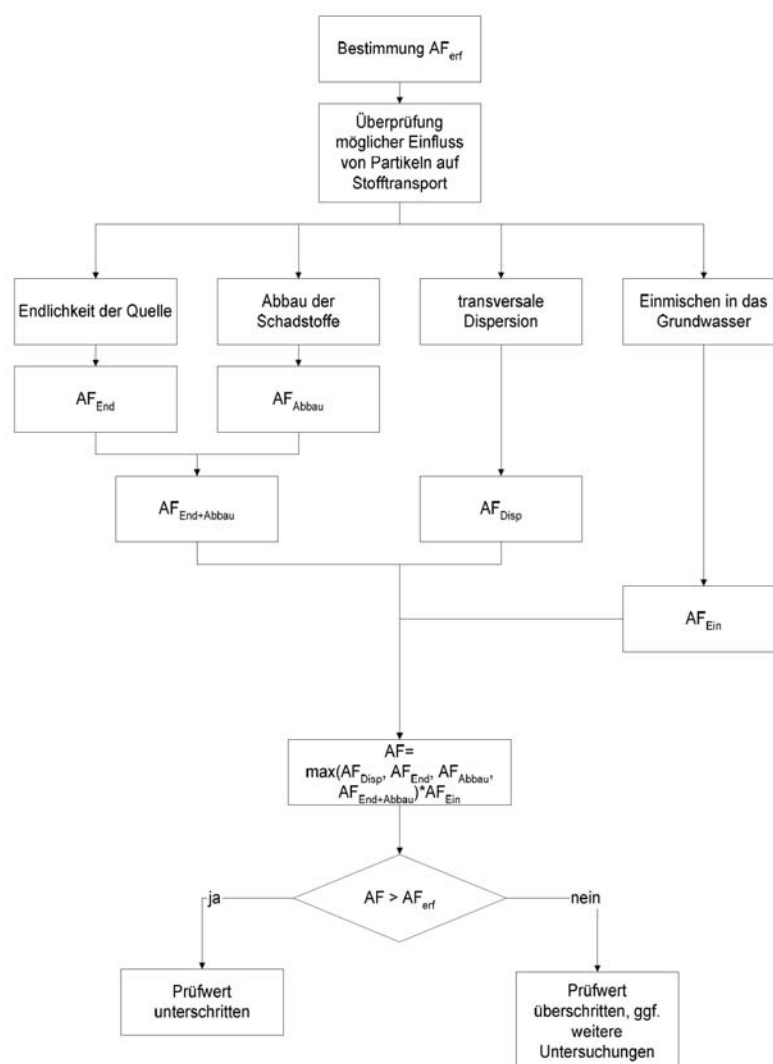


Abb. 2: Das AF-Verfahrensschema (aus Stöfen, 2005)

Die Nomogramme zur Berechnung der AF-Werte kann man Stöfen (2005) entnehmen. Abb. 3 zeigt beispielhaft ein Nomogramm für AF_{End} . Das zugrundeliegende Transportszenario geht von einem nicht abbaubaren Stoff aus, der aus einer endlichen Quelle mit konstanter Konzentration austritt (z.B. als Folge von Lösung eines Feststoffs). Aus der Lebensdauer der Quelle bzw. der mittleren Aufenthaltszeit im Pfad Boden-Grundwasser kann AF_{End} ermittelt werden.

Das Nomogramm basiert auf einem Verhältnis zwischen Dispersivität und Transportstrecke von 0,1 – andere Verhältnisse bedürfen einer Korrektur der Aufenthaltszeit. Die korrigierte Aufenthaltszeit wird als „äquivalente Aufenthaltszeit (t_{ac})“ bezeichnet. Für eine möglichst breite Anwendbarkeit ist daher t_{ac} auf der Abszisse dargestellt. Die Durchführung der Korrektur ist in Stöfen (2005) beschrieben. Für ein Verhältnis von 0,1 entspricht t_{ac} der mittleren Aufenthaltszeit im Sickerwasser.

Das Ergebnis des AF-Verfahrens kann dazu genutzt werden eine mögliche Prüfwertüberschreitung zu erkennen. Aus den Ergebnissen lassen sich darüber hinaus standortspezifische Anforderungen für eine weitergehende Transportmodellierung im Rahmen einer Detailuntersuchung ableiten, da die verschiedenen AF-Faktoren erste Hinweise darauf geben, welche Prozesse den Transport maßgeblich beeinflussen.

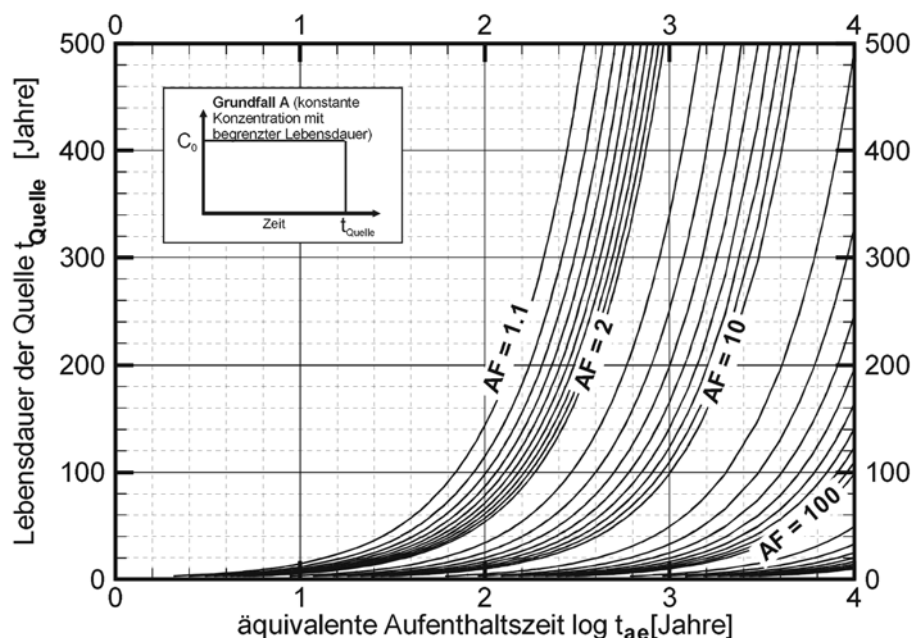


Abb. 3: Beispielnomogramm zur Bestimmung von AF_{End} (aus Stöfen, 2005)

2.2 Sickerwasserprognose mit der Deutschlandisotherme

Die Sickerwasserprognose mit der Deutschlandisotherme erlaubt neben einer reinen Prüfwert- auch eine Frachtbetrachtung. Der Zeitpunkt der Prüfwertüberschreitung kann ebenfalls ermittelt werden. Zusätzlich gibt das Verfahren Auskunft über die Risikowahrscheinlichkeit einer Prüfwertüberschreitung, da es räumliche Variabilität und Unsicherheit transportrelevanter Eigenschaften sowie den wesentlichen Modellfehler mit einbezieht. Eine ausführliche Beschreibung des Verfahrens findet sich in Altfelder et al. (2007).

Im Unterschied zum AF-Verfahren ist die Methode auf die Verlagerung von stark sorbierenden Spurenelementen beschränkt. Darüber hinaus muss die laterale Ausdehnung der Quelle groß im Ver-

gleich zur Transportstrecke sein, da transversale Dispersion nicht berücksichtigt wird. Ist das Verfahren einsetzbar, erlaubt es (anders als das AF-Verfahren) auch maßnahmenbezogene Aussagen.

Die Sickerwasserprognose auf der Feldskala erfolgt auf Basis von erweiterten Freundlichisothermen (sog. Pedotransferfunktionen), mit denen die Sorption der Spurenelemente aus pH-Wert, C_{org}- und Tongehalt der einzelnen Bodenschichten berechnet wird. Utermann et al. (2005) haben anhand von Sorptionsdaten von insgesamt 133 über ganz Deutschland verteilten Standorten mit Hilfe der multiplen Regression einen Katalog von erweiterten Freundlichisothermen für verschiedene Spurenelemente (Cd, Cr, Co, Cu, Mo, Ni, Pb, Sb, Tl und Zn) entwickelt. Die Regressionsfunktion zur Bestimmung des Freundlichkoeffizienten sieht in der Regel wie folgt aus:

$$K = \frac{S}{C^n} = K^* \cdot H^{\oplus -a} \cdot Ton^b \cdot C_{org}^c \cdot 10^\varepsilon \quad (2)$$

K^* ist der intrinsische Freundlich Koeffizient, a , b und c sind Regressionskoeffizienten, n ist der Freundlich Exponent und ε der residuale Modellfehler nach Regression. Die Einheiten von Tongehalt und C_{org} sind Gewichts-%. H^{\oplus} ist die Wasserstoffionenkonzentration in [mol/L].

Das Verfahren basiert auf der Annahme, dass Sorption der wesentliche verlagerungssteuernde Prozess ist. Daher sind die Hauptquellen für eine Varianz des Prognoseergebnisses die räumliche (Sorptionen)-Variabilität und Stichprobenunsicherheit der sorptionsbestimmenden Eigenschaften sowie der Modellfehler der Pedotransferfunktion. Alle drei Quellen werden bei der Berechnung explizit berücksichtigt.

Für eine Prognosebetrachtung wird eine bekannte Quellstärke als Funktion der Zeit vorausgesetzt. Der Wassertransport wird wie beim AF-Verfahren als stationär angenommen. Eine mittlere jährliche Sickerwasserrate, z. B. als Ergebnis des TUB-BGR-Verfahrens (Wessolek & Trinks, 2002; Renger & Wessolek, 1990) zur Berechnung der potentiellen Sickerwasserhöhe aus dem Boden, reicht somit für eine Berechnung aus.

Der eigentliche Ablauf für eine Berechnung ist in Abb. 4 skizziert. Der Standort wird als ein Ensemble von k Säulen betrachtet. Die schichtspezifischen Sorptionseigenschaften der Säulen werden mit Hilfe der oben beschriebenen Pedotransferfunktion aus den räumlich über die k Säulen verteilten Bodeneigenschaften pH, C_{org} und Tongehalt berechnet. Die Verteilung dieser Bodeneigenschaften wird realitätsnah aus Bohrinformationen abgeleitet. In jeder dieser Säulen wird anschließend ein 1-dimensionales numerisches Transportmodell gerechnet, so dass man k lokal berechnete Durchbruchkurven erhält (Dimension Variabilität in Abb. 4). Diese Kurven werden über die Gesamtfläche durch Mittelung aggregiert. Das Ergebnis ist eine flächenbezogenen Durchbruchskurve, die als Grundlage für eine Beurteilung nach BBodSchV dient.

Da man die tatsächliche Verteilung der Bodeneigenschaften nur ungenau kennt (weil die vorhandene Information zur räumlichen Verteilung in der Regel nur auf wenigen Bohrungen basiert) wiederholt man das Verfahren l mal mit anderen ebenfalls denkbaren Verteilungen der Sorptionseigenschaften im Raum, die ebenso gut zu den Bohrergebnissen passen (Dimension Unsicherheit in Abb. 4). Die Summe der wiederholt berechneten flächenbezogenen Durchbruchkurven spiegelt die Ergebnisunsicherheit wieder. Erneute Aggregation dieser Kurven ergibt eine berechnete Durchbruchskurve, deren Unsicherheit durch ein Konfidenzband gekennzeichnet ist (in Abb. 4 das 95 %-Konfidenzband).

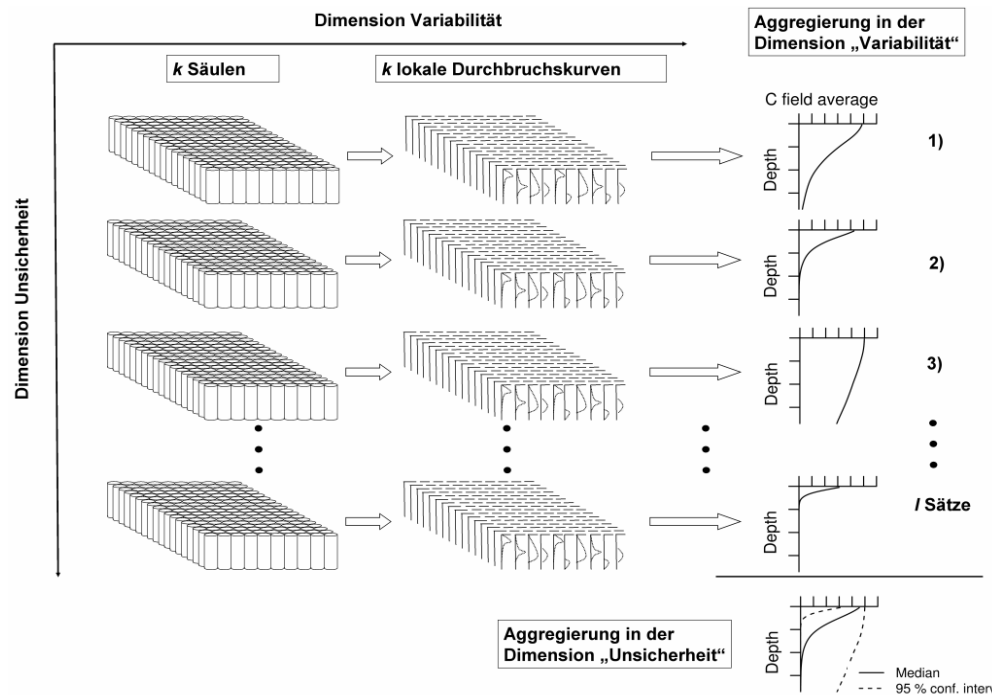


Abb. 4: Aggregationsschema zur Berechnung der Verteilung feldgemittelter Tiefenprofile mit der Deutschlandisotherme

3 Anwendungsbeispiele

3.1 AF-Verfahren

Der bearbeitete Standort, eine ehemalige Lederfabrik, zeichnet sich neben weiteren Metallen durch eine Belastung mit Kupfer aus. Der OdB liegt bei 300 cm unter GOF. Aus der Spannbreite der lokalen Bodeneigenschaften ergeben sich ein minimaler und maximaler Sorptionskoeffizient von 89 bzw. 325 L/kg. Der erforderliche Abminderungsfaktor AF_{erf} ist mit 1,3 relativ klein. Da in diesem spezifischen Fall die Lebensdauer der Quelle wesentlich größer ist als die mittlere Aufenthaltszeit im Pfad Boden-Grundwasser hat die Endlichkeit der Quelle keinen Einfluss auf die Abminderung (siehe Abb. 5). Da Abbau für Kupfer keine Rolle spielt und die Ausdehnung der Quelle mit ca. 60 x 60 m groß im Vergleich zur Transportstrecke ist, haben AF_{Abbau} und AF_{Disp} ebenfalls keinen Einfluss auf die Abminderung.

Es bleibt lediglich die Einmischung ins Grundwasser als abmindernder Prozess. Für zwei Szenarien ((1) und (2) in Abb. 5) mit minimaler bzw. maximaler transversaler Grundwasser-Dispersion ergeben sich aus den entsprechenden Nomogrammen AF-Werte von 4,3 bzw. 11,6.

Für diesen Standort kann davon ausgegangen werden, dass für Kupfer eine weitere Detailuntersuchung verzichtbar ist.

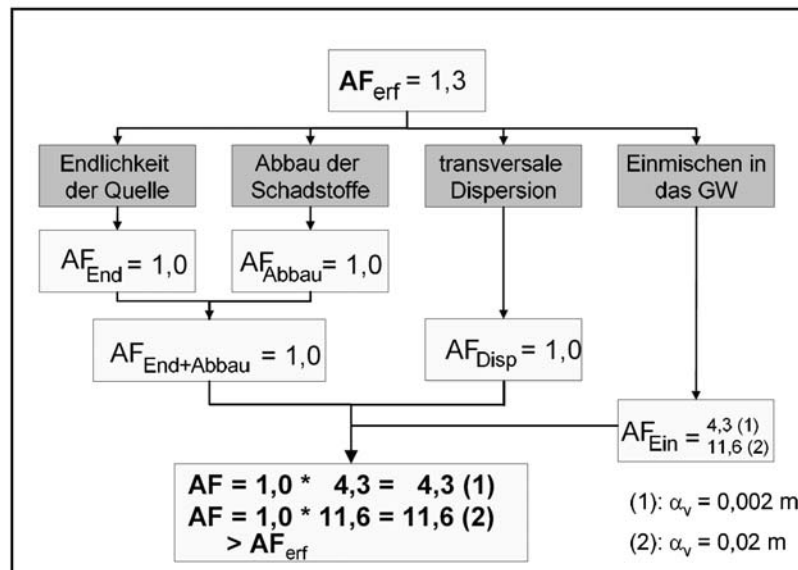


Abb. 5: Anwendung des AF-Verfahrens auf einen Standort (ehemalige Lederfabrik) mit Kupfer-Belastung

3.2 Sickerwasserprognose mit der Deutschlandisotherme

Der Standort ist ein Feld im Verregnungsgebiet des Abwasserverbandes Braunschweig mit 29-jähriger Belastungsgeschichte mit Cd (Streck, 1993). Abb. 6 zeigt die Quellstärke und die wichtigsten Wasserbilanzgrößen.

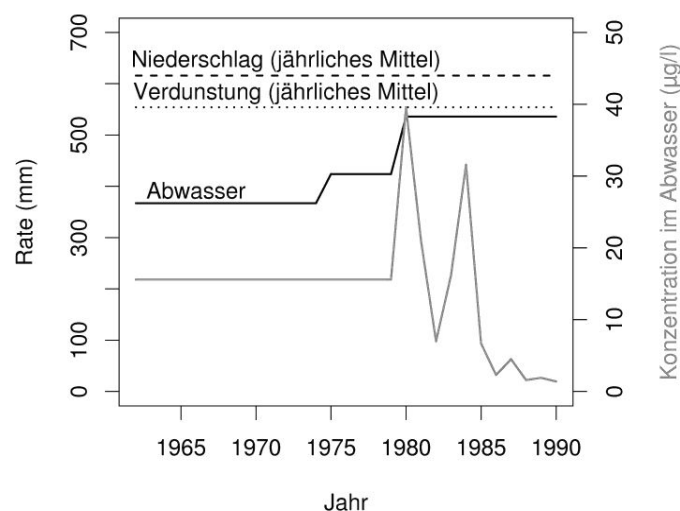


Abb. 6: Cd- Quellstärke und Wasserbilanz am Standort Braunschweig

Die Verteilungsparameter von pH-Wert, Corg- und Tongehalt, welche für die Berechnung der Sorption benötigt werden, stammen aus Bohrungen. Entsprechend dem Schema in Abb. 4 wurden Zufalls-säulen generiert und für den vorhergehenden Zeitraum von 29 Jahren Prognosen in das Jahr 1993 hinein gerechnet. Abb. 7 zeigt den Median und das 95 %-Konfidenzintervall der vorhergesagten Bodenlösungskonzentration für dieses Jahr. Zusätzlich ist die im selben Jahr gemessene flächengemittelte Bodenlösungskonzentration dargestellt. Die Abbildung zeigt deutlich, dass die gemessene Bodenlösungskonzentration sehr gut im Vorhersagekorridor der berechneten Konzentrationen liegt. Der Transport der vergangenen 29 Jahre wird durch das Modell gut erfasst. Eine Prüfwertüberschreitung am OdB in 120 cm Tiefe ist zu diesem Zeitpunkt nicht gegeben. Allerdings wird der Prüfwert für Cd

(5 µg/L) im Oberboden erreicht oder sogar überschritten. Eine Prognoserechnung in die Zukunft kann zeigen, ob dies unter den gegebenen Bedingungen für einen zukünftigen Zeitpunkt auch auf den OdB zutreffen könnte.

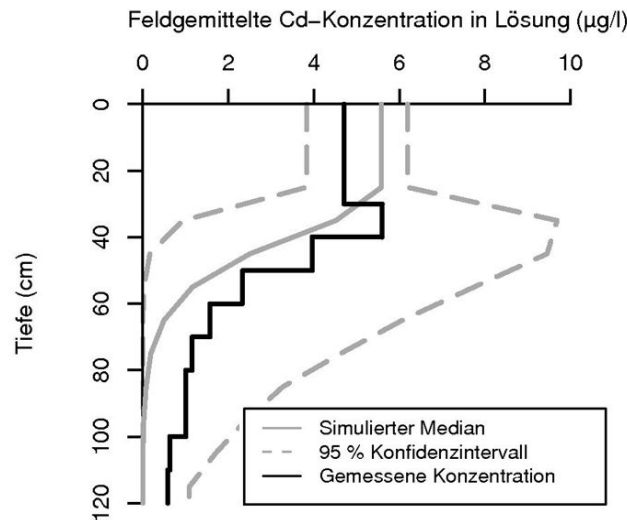


Abb. 7: Vergleich der Cd-Verlagerungsprognose mit den Messdaten

Das Ergebnis zeigt, dass das Verfahren eine Prognose von Konzentrationen und/oder Frachten auf der Feldskala unter Berücksichtigung von Variabilität und Unsicherheit zu einem beliebigen Zeitpunkt erlaubt und damit als Grundlage für eine Maßnahmenentscheidung nach BBodSchV (1999) genutzt werden kann.

3.3 Andere Modellansätze

Ein weiteres praxisnahes Modell ist „Seeper“ (Becker, 2007). Seeper ist ein 1-dimensionales Transportmodell, das den Einfluss von Eisenfällung auf die Schadstoffmobilität mit Hilfe von Transferfunktionen berücksichtigt und gleichzeitig das pH-Milieu mitmodelliert. Die Anwendung ist auf anorganische Schadstoffe beschränkt.

Ein Beispiel für ein sehr umfangreiches Modell ist SMART (Finkel et al., 1997). Mit SMART lässt sich der Transport von organischen Schadstoffen in heterogenen porösen Medien beschreiben. Sowohl hydraulische als auch physiko-chemische Heterogenität des porösen Mediums sowie präferentielles Fließen können berücksichtigt werden. Gleichgewichts- und kinetische Sorption am Feststoff wie auch an mobilen Partikeln sind im Modell enthalten. Allerdings ist die Parametrisierung sehr aufwendig, so dass eine Situation wie in Abb. 1 in der Praxis eher die Regel als die Ausnahme sein wird.

4 Zukunft der Sickerwasserprognose mit Modellen

Die vergangenen Jahre haben gezeigt, dass die verschiedenen entwickelten Modelle keine breite Anwendung in der Praxis gefunden haben. Dies ist bedauerlich, da einige dieser Modelle, die sehr praxisnah sind, mit einem Minimum an Daten auskommen. Im Rahmen des BMBF-Forschungsprogramms ist ebenfalls deutlich geworden, dass es das eine Idealverfahren, das einfach

anwendbar und für alle Schadstoffklassen gleichermaßen einsetzbar ist, nicht gibt und vermutlich niemals geben wird. Jeder Standort verlangt individuell zugeschnittene Lösungen mit unterschiedlichen Modellen. Die Qual der Modellwahl liegt also beim Gutachter, der sich dafür intensiv mit Prozessen und Modellen auseinandersetzen muss. Die Schwierigkeiten bei der Festlegung eines einheitlichen stoffklassenübergreifenden Prognoseverfahrens und die Probleme bei der Anwendung der Sickerwasserprognose lassen erwarten, dass der zukünftige OdB der Ort des Einbaus sein wird. Dieses sehr pragmatische und einfach anzuwendende Verfahren ignoriert allerdings das Rückhaltevermögen und die Abbauwirkung der ungesättigten Zone. Eine derartige Herangehensweise entspricht weitgehend der Philosophie der LAWA und geht mit bestehenden LAGA-Richtlinien konform.

5 Quellenverzeichnis

Altfelder, S., Duijnsveld, W. H. M., Meyenburg, G. & Utermann, J. (2007), Quantifying the Influence of Uncertainty and Variability on Groundwater Risk Assessment for Trace Elements, Vadose Zone J. 6: 668-678

BLA-GEO (2007): Empfehlungen für die Charakterisierung und Parametrisierung des Transportpfades Boden-Grundwasser als Grundlage für die Sickerwasserprognose: Version 2.0. Bund/Länder-Ausschuss Bodenforschung (BLA-GEO), Bericht der UAG Sickerwasserprognose der Ad-hoc-AG Hydrogeologie und Ad-hoc-AG Boden. 89 S. (Entwurf von Juli 2007 wird demnächst veröffentlicht)

BBodSchG (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten; BGBl. I G 5702, Nr. 16 v. 24.03.1998, S. 502-510

BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung; BGBl. I, Nr. 36 v. 16.07.1999, S. 1554-1582

Becker, V. (2007): Seeper - Ein Modell für die Sickerwasserprognose, Berichte, Fachbereich Geowissenschaften, Universität Bremen, Nr. 257

Finkel, M., Liedl, R. & Teutsch, G. (1999): Modelling Surfactant-Enhanced Remediation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons.- Environmental Modelling & Software 14: 203-211

Renger, M. & Wessolek, G. (1990): Auswirkungen von Grundwasserabsenkung auf die Grundwasserneubildung.- Mitteilungen des Instituts für Wasserwesen, 386, 295-307 S., Universität der Bundeswehr München

Stöfen, H. (2005): Entwicklung eines Verfahrens für Sickerwasserprognosen im Sinne der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung, Berichte aus der Geowissenschaft, 300 Seiten, 146 Abb., Shaker Verlag

Streck, T. (1993): Schwermetallverlagerung in einem Sandboden im Feldmaßstab - Messung und Modellierung. Dissertation, Tech. Univ. Braunschweig

Utermann, J., Meyenburg, G., Altfelder, S., Gäbler, H.-E., Duijnisveld, W. H. M., Bahr, A. & Streck, T. (2005): Entwicklung eines Verfahrens zur Quantifizierung von Stoffkonzentrationen im Sickerwasser auf der Grundlage chemischer und physikalischer Pedotransferfunktionen. Endbericht. BMBF-Förderkennzeichen 02 WP 0206. Veröffentlichungsdatum: 18.03.2005

Wessolek, G. & Trinks, S. (2002): Entwicklung von boden- und nutzungsspezifischen Regressionsgleichungen zur Ermittlung der Grundwasserneubildung, Teil Sickerwasserrate aus dem Boden.- Endbericht zum BGR-Vergabevorhaben, Univ. Berlin, Inst. f. Ökologie, FB Bodenkunde

Durchführung einer Sickerwasserprognose im Rahmen der Gefährdungsabschätzung auf einem zivil genutzten Schießstand

Bernd Steinweg und Michael Kerth

1 Beschreibung des Standortes, seiner Belastungssituation und bereits durchgeführter Maßnahmen

1.1 Beschreibung des Standortes und seiner Belastungssituation

Die ehemalige Wurfscheibenschießanlage, eine bis 1986 betriebene Trap- und Skeetanlage, liegt an einem buchenbestocktem Unterhang im Lipper Bergland. Den Untergrund bilden Löss- und Fließ-erden, die den aus Keupergesteinen bestehenden Untergrund überlagern.

Auf der Wurfscheibenschießanlage (Trap- und Skeet) wurden bei einer geschätzten Schusszahl von 80.000 Schuss pro Jahr insgesamt ca. 70 bis 90 Tonnen Bleischrot verschossen; die Fläche der Schussfelder umfasst rd. 7 Hektar. Der Hauptdepositionsbereich der Schrotkugeln beginnt aufgrund des Bewuchses ab etwa 70 m Entfernung vom jeweiligen Schützenstand und reicht bis max. 130 m Entfernung; der Hauptdepositionsbereich der Wurfscheiben befindet sich zwischen etwa 50 m (Skeet-Anlage) und 75 m (Trap-Anlage) Entfernung.

Erste Untersuchungen zur Belastungssituation des Standortes wurden 1989 durch das Institut für Ökologie der Technischen Universität Berlin (im Auftrag des Umweltbundesamtes) durchgeführt [1]. Es folgten in den Jahren 2000 bis Mitte 2005 weitere Untersuchungen, auf deren Grundlage sich die Belastungssituation am Standort zusammenfassend folgendermaßen beschreiben lässt:

- Im Hauptdepositionsbereich finden sich bis zu 6 kg Bleischrot / Quadratmeter, hier sind die z. T. stark korrodierten Schrotkugeln auf der Bodenoberfläche mit bloßem Auge zu erkennen. Dabei ist die Bleibelastung sehr inhomogen über die Fläche verteilt.
- Die höchsten Bleigehalte von einigen 1000 bis > 50.000 mg/kg wurden in den Auflagehorizonten gemessen, sie liegen damit um den Faktor 10 bis 1000 über den normalen Hintergrundwerten im Untersuchungsgebiet.
- Die oberhalb der allgemeinen Hintergrundwerte liegende, durch Bleischrot verursachte Belastung in der Festsubstanz beschränkt sich im Allgemeinen auf die oberen cm bis dm des Bodens.
- Im Osten der belasteten Bereiche befindet sich ein Trinkwasserbrunnen (Tiefe: 85 m u. GOK, Wasserspiegel: 35 m u. GOK). Regelmäßig durchgeführte Messungen des Betreibers zeigen, dass die Bleikonzentration < 10 µg/L ist.
- Eine neben dem Brunnen eingerichtete Grundwassermessstelle (Tiefe: 10,5 m u. GOK, Wasserspiegel: 9,5 m u. GOK) zeigte im November 2000 im dort vorhandenen temporären Grundwasser eine Bleikonzentration von < 1 µg/L.
- Die gemessenen Bleigehalte im Sediment der Gerinne und Bäche abstromig des belasteten Bereiches liegen im Bereich der Hintergrundbelastung der Lemgoer Mark.

1.2 Bewertung der bis zum Jahr 2005 vorliegenden Ergebnisse

Für die Schwermetalle Blei und Antimon sowie für Arsen liegen gegenüber den allgemeinen Hintergrundgehalten sehr stark erhöhte Gehalte im Boden vor. Diese Schadstoffbelastungen sind dabei inhomogen über die Fläche der Schussfelder verteilt mit Schwerpunkten in den beiden Hauptdepositionsbereichen. Aufgrund der derzeitigen Nutzung (nur von Spaziergängern sowie ggf. von spielenden älteren Kindern / Jugendlichen gelegentlich betretene Waldfläche) ist z. Zt. eine Gefahr über den Wirkungspfad Boden – Mensch und Boden – Nutzpflanze (– Mensch) nicht gegeben.

Aus den bisherigen Untersuchungen gibt es keine Hinweise, dass eine Schadstoffverlagerung mit dem oberflächennahen Abfluss in die Vorfluter erfolgt ist. Auch konnte bisher keine Belastung des Grundwassers, weder im obersten (temporären) Grundwasserstockwerk (ca. 10 m u. GOK), noch im tieferen (ab ca. 35 m u. GOK) Grundwasserstockwerk festgestellt werden. Eine akute Gefahr des Schutzgutes Grundwassers ist nicht gegeben.

Auf Grund des potenziellen Vorhandenseins großer Mengen mobilen („verwitterbaren“) Bleis im Oberboden ist allerdings vorstellbar, dass die Bleikonzentrationen im Sickerwasser anwachsen. Eine mittel- bis langfristige Gefahr des Schadstoffeintrages in Grund- und Oberflächenwasser ist daher nicht auszuschließen.

Es konnte in Laborversuchen gezeigt werden, dass regelmäßige, moderate Waldkalkungen (3-4 t/ha) zur pH-Wert-Anhebung führen und damit zur Verringerung der Bleimobilität im Boden beitragen können.

1.3 Bis zum Jahr 2005 durchgeführte Maßnahmen

Auf Grundlage der oben dargestellten Ergebnisse und den daraus resultierenden Empfehlungen wurden bzw. werden bisher folgende Maßnahmen durchgeführt:

- Durchführung einer Waldkalkungsmaßnahme zur Stabilisierung / Anhebung des pH-Wertes (Verringerung der Schadstoffmobilität im Boden),
- Absammeln eines Teils der PAK-haltigen Wurfscheibenreste in den Hauptdepositionsbereichen,
- regelmäßige Überwachung des geförderten Grundwassers im angrenzenden Trinkwasserbrunnen.

2 Untersuchungskonzept

Zur Klärung der Mitte 2005 noch bestehenden Defizite wurden die im Folgenden aufgeführten Untersuchungsschritte durchgeführt.

- Auskartierung der kleinräumig wechselnden Bodentypen zur Erfassung des Bodenwasserhaushaltes sowie von Horizonten, die als Schadstoffsinken fungieren inkl. Beprobung und Analytik ausgewählter Proben.
- Durchführung von Rammkernsondierungen bis in 5 m Tiefe zur Erfassung des kleinräumig wechselnden Untergrundes; Untersuchung ausgewählter Bodenproben auf pH-Wert, TOC, Blei, Antimon und Arsen.

- Einbau von Saugkerzenanlagen an fünf Standorten bis in max. 2 m Tiefe zur Erfassung der Verteilung von Sickerwasserkonzentrationen im Untergrund. Untersuchung des Sickerwassers auf pH-Wert, TOC, Blei und Antimon. Die Beprobung wurde dabei, angelehnt an die wechselnden Bodenwasserverhältnisse im Jahresgang, auf alle vier Jahreszeiten (Frühjahr, Sommer, Herbst und Winter) verteilt.
- Bau und Beprobung von vier Grundwassermessstellen zur räumlichen Erfassung und Abgrenzung potenzieller (zukünftiger) Schadstoffbelastungen des Grundwassers sowie zur Ermittlung von Grundwasser-Flurabstand, Fließrichtung im obersten Hauptgrundwasserstockwerk und dem Vorhandensein von Deckschichten.

3 Durchgeführte Arbeiten

Zu Beginn der Feldarbeiten im Oktober 2005 erfolgte eine Vorbegehung des Untersuchungsgebietes, bei der in Abhängigkeit der Standortgegebenheiten die Lage der Bohransatzpunkte festgelegt wurde. Die Einmessung aller Standorte erfolgte mittels GPS. Die Lage der Standorte ist in Abbildung 1 dargestellt.

Zur Untersuchung des Untergrundaufbaus wurden im Oktober und im Dezember 2005 zehn **Kleinrammbohrungen** (KRB01 – KRB10) bis in maximal 5,0 Meter u. GOK niedergebracht. Die Ansprache der Horizonte und Schichten erfolgte nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA5) / DIN 4021/22.

Zur ergänzenden Auskartierung der Bodentypen im Untersuchungsgebiet wurden im Dezember 2005 insgesamt 16 **Pürckhauerbohrungen** (Bod01 – Bod16) bis in 1,0 Meter Tiefe durchgeführt. Die bodenkundliche Ansprache erfolgte nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA5).

Es wurden horizontweise Proben aus dem gesamten Bodenprofil entnommen, von denen ausgewählte Proben nach den Vorgaben der BBodSchV (= Abtrennung der Fraktion < 2 mm) analysiert wurden.

Der **Einbau der Saugkerzen** (S1 – S5) erfolgte im Oktober 2006 an den Standorten der Bohrungen KRB01 bis KRB05. Es wurden drei bis vier Saugkerzen pro Standort bis in maximal 2,0 m Tiefe u. GOK eingebaut (s. Tab. 1).

Tab. 1: Standorte und Einbautiefen der Saugkerzen zur Sickerwassergewinnung

Standort	S1	S2	S3	S4	S5
Einbautiefen (m)	je 0,1 / 0,5 / 1,0 / 2,0			je 0,1 / 0,5 / 1,0	

Die eingesetzten Saugkerzen wurden mit einem Unterdruck von jeweils 0,7 bar beaufschlagt. Zur Kontrolle der Funktionsfähigkeit und Kalibrierung (Einstellung des Sorptionsgleichgewichtes usw.) wurden die Saugkerzen bis zur 1. Probenahme am 28. Februar 2006 insgesamt 14 Mal mit Unterdruck beaufschlagt, die Menge der jeweils gewonnenen Bodenlösung nach mehreren Tagen erfasst und anschließend die Lösung verworfen.

Zur Untersuchung der oberflächennahen Grundwassersituation im Untersuchungsgebiet wurden vier neue **Grundwassermessstellen** (M2 – M5) eingerichtet. Darüber hinaus konnte auf eine weitere bereits bestehende Messstelle aus dem Jahr 2000 (M1) zurückgegriffen werden.

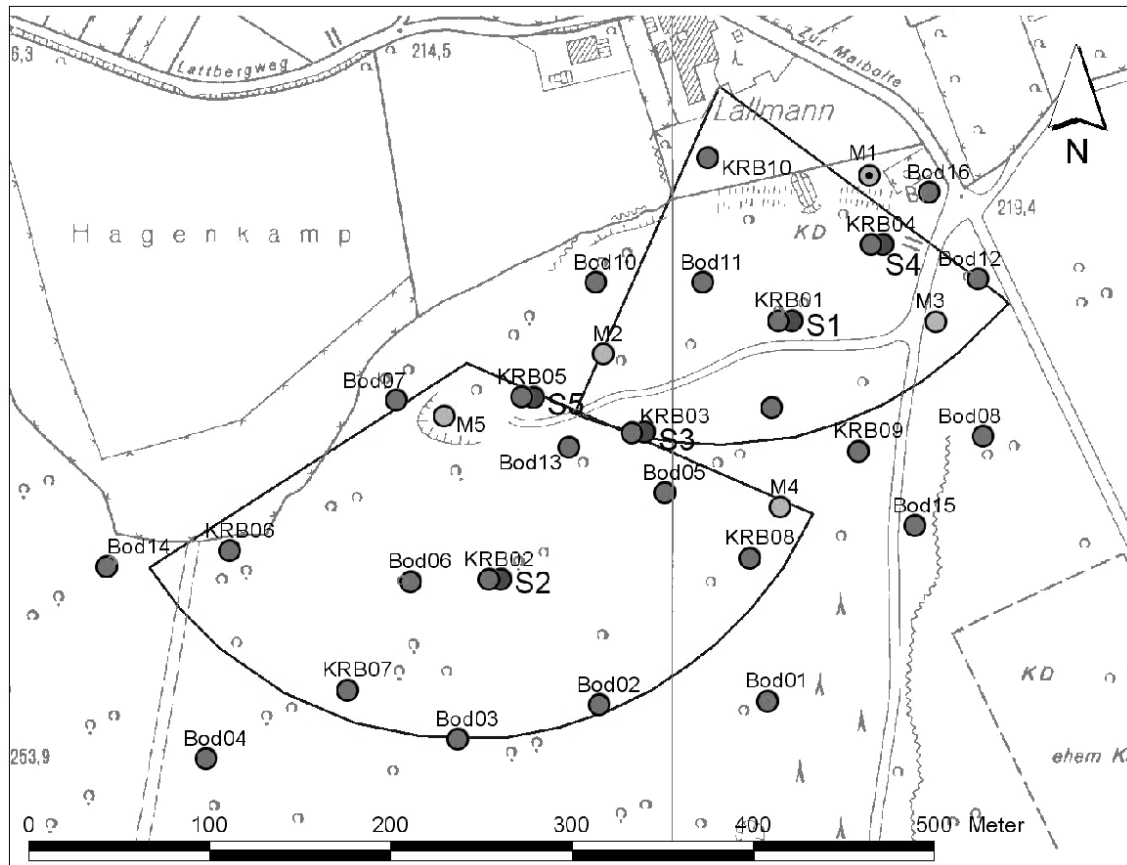


Abb. 1: Lage der Untersuchungsstandorte (Bedeutung der Abkürzungen s. Text)

Der Bau der Grundwassermessstellen M2 – M5 erfolgte im Januar und Februar 2006. Die bis in max. 15,3 m Tiefe durchgeführten Bohrungen erfolgten nach DIN 18301 (Bodenarten Klasse 6 und 7), der Bohrdurchmesser betrug 200 mm, der Ausbau 50 mm bei einer Filterrohrlänge von jeweils 5,0 m. Die **Beprobung der Grundwasser- und Saugkerzenmessstellen** erfolgte an je vier Terminen im Jahr 2006 (Winter, Frühjahr, Sommer, Herbst).

4 Ergebnisse

4.1 Boden-/ Untergrundaufbau und Hydrogeologische Situation

4.1.1 Boden-/ Untergrundaufbau

Unterhalb eines 3 bis 14 cm mächtigem Moder-Auflagehorizontes schließt sich dabei der dominierend aus Löss bestehende Mineralboden an. Diese als Fließerde ausgebildete Lössdecke geht ab > 80 cm Tiefe in das ebenfalls durch Solifluktion (Bodenfließen) umgelagerte verwitterte Festgestein des Keupers über. Der dominierende Bodenbildungsprozess im Untersuchungsgebiet ist die Pseudovergleyung.

Im zentralen Bereich des Untersuchungsgebietes zeigen alle Böden die oben beschriebenen Staunässemerkmale. Als Hauptbodentypen treten hier Pseudogleye sowie seine Übergänge zu Braunerden auf (Pseudogley-Braunerde, Braunerde-Pseudogley). Im randlichen Bereich (NO und SW) des Untersuchungsgebietes konnten an im Vergleich trockeneren Standorten verbrauchte Böden ohne erkennbare Staunässemerkmale kartiert werden. Die Ursache hierfür liegt in kleinräumig wechselnden Standortverhältnissen, die zu einem beschleunigten Wasserfluss im Boden führen (z. B. Hanglagen, kein

verdichteter Unterboden usw.), so dass es an diesen Standorten zu keinem ausgeprägten Wasserstau kommt.

Unterhalb der 0,8 bis 2,2 m mächtigen Lössdecke schließen sich die lehmig-grusig verwitterten Gesteinsschichten des Keupers an. Als Fließerden ausgebildet, weisen sie dicht gelagert in Teilbereichen bis 5,0 m Tiefe redoximorphe Merkmale auf und können partiell als gering wasserleitende bis stauende Schichten angesprochen werden. Durch ihren stark schwankenden grusigen Grobbodenanteil (< 5% bis > 90%) bilden sie jedoch vermutlich keine geschlossene wasserstauende Schicht im Untergrund aus.

Die Schichtenabfolge im Untersuchungsgebiet wurde bei der Neuerrichtung der vier Grundwassermessstellen M2 bis M5 bis in max. 15 m Tiefe u. GOK erfasst. Eine vereinfachte Schichtenabfolge des Untergrundes in den fünf Bohrungen ist in Tabelle 2 dargestellt.

Tab. 2: Ergebnisse der durchgeführten Bohrungen mit vereinfachter Darstellung der Schichtenabfolge

Unterkante der erbohrten Schichten in m u. GOK (m ü. NN)	M1	M2	M3	M4	M5
Löss und Fließerde	6,0 (208,0)	4,6 (215,4)	5,4 (211,1)	1,9 (225,4)	3,2 (218,8)
Lettenkohlenkeuper	10,5+ (203,5)	15,3+ (204,7)	15,30+ (201,2)	15,30 (212,0)	15,3+ (206,7)

Die Ergebnisse zeigen, dass die Mächtigkeit der Löss- und Fließerdedecke zwischen 1,9 und 6,0 m schwankt. Die geringste Mächtigkeit wurde dabei in der am höchsten hangaufwärts gelegenen Bohrung (Grundwassermessstelle M4) festgestellt, die größte Mächtigkeit in der am Unterhang gelegenen Grundwassermessstelle M1. Die darunter folgenden Lettenkohlenkeuperschichten sind dominierend grusig-lehmig ausgeprägt und zeigen braun-rote bis hin zu grau-weißen Färbungen. Entsprechend dem Ansteigen des Geländes nach Norden stehen die Keuperschichten in der am Unterhang gelegenen Messstelle bei 208 m ü. NN an, in der am höchsten gelegenen Messstelle bei etwa 225 m ü. NN.

4.1.2 Hydrogeologische Situation

Auf Grundlage der vorliegenden Untersuchungen liegen in einem Großteil des Untersuchungsgebietes pseudovergleyte Böden vor. Das bedeutet, dass es in diesen Böden innerhalb der obersten Dezimeter zu einer temporären (mehrere Monate im Jahr) Stauwasserbildung mit vollständiger Wassersättigung im Boden kommt. Nach DIN 4049 ist dieses Wasser als Grundwasser¹ zu definieren, das sich nach [8] in einem sog. schwebenden Grundwasserleiter bewegt.

Auch die tieferen Schichten > 1 m u. GOK zeigen z. T. redoximorphe Merkmale, die ein Beleg dafür sind, dass in diesem Bereich ebenfalls temporäre Wassersättigung auftritt. Wie oben beschrieben, bildet die hier vorhandene Fließerde auf Grund ihres stark schwankenden Skelettanteils mit Grusanteilen bis > 90% jedoch keine geschlossene wasserstauende bzw. schwach wasserdurchlässige Schicht im Untergrund aus. Vielmehr ist davon auszugehen, dass es in dieser Schicht räumlich und

¹ Definition Grundwasser nach DIN 4049: „Unterirdisches Wasser, das die Hohlräume der Erdrinde zusammenhängend ausfüllt und dessen Bewegung ausschließlich oder nahezu ausschließlich von der Schwerkraft und den durch die Bewegung selbst ausgelösten Reibungskräften bestimmt wird“.

zeitlich variabel in Teilbereichen der Matrix zur Wassersättigung kommt. Diese Schicht ist damit nach der Definition der DIN 4049 ebenfalls in Teilbereichen (räumlich und zeitlich schwankend) als schwebender Grundwasserleiter anzusehen.

Das erste Hauptgrundwasserstockwerk bilden die erbohrten Schichten des Lettenkohlenkeupers aus. In der vorhandenen und in drei der vier zwischen 10 und 15 m u. GOK verfilterten neu errichteten Grundwassermessstellen M2 bis M5 wurde an mindestens einem Messtermin Grundwasser angetroffen und beprobt. Danach fließt das Wasser aus dem Hauptgrundwasserstockwerk dem Gelände folgend von Süden nach Norden.

Das zweite Hauptgrundwasserstockwerk bilden die Gesteine des Oberen Muschelkalks, die die Gesteine des Lettenkohlenkeupers unterlagern. Von diesen sind sie durch schwächer durchlässige Schichten im Grenzbereich zwischen diesen beiden Einheiten zumindest im Bereich des hier untersuchten Standortes getrennt. Diese Trennung wird durch eine sehr viel niedrigere Lage des Grundwasserspiegels in den Gesteinen des Oberen Muschelkalks als in den Gesteinen des Lettenkohlenkeupers belegt. In dem an den Standort angrenzenden Trinkwasserbrunnen liegt der Ruhewasserspiegel um 35 m u. GOK.

Die auf Grundlage der aus der Bodenkartierung und des erfassten Untergrundaufbaus gewonnen Erkenntnisse sind unter Berücksichtigung der Morphologie im Hinblick auf die hydrologische Situation des Untersuchungsgebietes in Tabelle 3 zusammen gefasst.

Tab 3: Vereinfachte Übersicht der hydrogeologischen Situation im Untersuchungsgebiet

Schichten-abfolge	Beschreibung	Bewegungsrichtungen des Wassers im Boden
Löss	jahreszeitlich temporär auf schwach wasserdurchlässigem Sd-Horizont eingestautes Sickerwasser	<ul style="list-style-type: none"> - nach oben (Verdunstung und Evaporation) - lateral Richtung periodisch wasserführender Vorfluter - nach unten (z. B. Durchsickerung entlang bevorzugter Fließbahnen)
Fließerde	kleinräumig schwankende und zeitlich variabel auftretende Wassersättigung	<ul style="list-style-type: none"> - lateral entlang genetisch bedingt entstandener horizontaler Wegsamkeiten in der Fließerde - nach unten (Versickerung entlang wasserdurchlässiger, skelettreicher Untergrundbereiche)
Lettenkohlenkeuper	Kluftgrundwasserleiter, z. T. Geringleiter	schwerkraftbedingtes Fließen entlang der Potenziallinien
Oberer Muschelkalk	Kluftgrundwasserleiter	unbekannt

Eine genauere Quantifizierung des Wasserflusses ist auf Grundlage der Untersuchungsergebnisse nicht möglich und in der Praxis auf Grund der dreidimensional räumlichen und zeitlichen Variabilität nur mit extrem hohem Aufwand bestimmbar.

4.2 Feststoffgehalte Boden

4.2.1 Oberboden

In Tabelle 4 sind die gemessenen pH-Werte und Stoffgehalte im Oberboden dargestellt. Die mittleren pH-Werte liegen dabei im stark sauren Bereich (pH 4,0 – 4,7) und damit in einer Größenordnung des 50%-Perzents der pH-Werte in Laubwald-Oberböden des Kreises Lippe.

Die gemessenen Metallgehalte im Untersuchungsgebiet zeigen eine sehr große Spannweite, die sich über zwei bis drei Zehnerpotenzen erstreckt. Auf Grundlage der räumlichen Verteilung der Bleigehalte im Oberboden lassen sich dabei drei Belastungsbereiche ausgliedern (s. Abb 2).

Tab. 4: Mittlere pH-Werte und Metall-Gesamtgehalte (mg/kg) mit Spannweiten im Oberboden der abgegrenzten Belastungsbereiche des Untersuchungsgebietes

Belastungs- bereich		pH-Wert ---	Blei	Arsen [mg/kg]	Antimon
Kernzone (n=10)		4,4 (4,0 – 5,3)	3500 (1300 – 22000)	41 (25 – 230)	72 (25 – 500)
Randzone (n=5)		4,3 (3,8 – 5,2)	280 (180 – 660)	12 (6 – 19)	3 (2 – 7)
Außenzone (n=11)		4,1 (3,5 – 7,5)	86 (26 – 130)	9 (6 – 18)	< 1 (< 1 – 2)
Hinter- grund- werte ²	50%-P.	4,0 ^{a)}	90 ^{a)}	12 ^{a)}	--
	90%-P.	6,6 ^{a)}	165 ^{a)}	20 ^{a)}	1,2 ^{b)}

a) 50%- und 90%-Perzentil aus Laubwald-Oberböden des Kreises Lippe [2]

b) 50%- und 90%-Perzentil aus Waldböden in Bayern [3]

Die etwa 3,7 ha große **Kernzone** markiert dabei den Hauptdepositionsbereich des eingetragenen Bleischrotes auf und in den Boden. Die Bleigehalte in dieser Zone liegen über 1.000 mg/kg und reichen bis hin zu maximal gemessenen 22.000 mg/kg. Sie überschreiten damit die 90%-Perzentil-Hintergrundwerte Lippischer Laubwald-Oberböden um den Faktor 10 bis 100. Auch die mittleren gemessenen Arsen- und Antimongehalte liegen um den Faktor 2 (Arsen) bis 60 (Antimon) deutlich über den zum Vergleich herangezogenen 90%-Perzentil-Hintergrundwerten.

In der etwa 3,8 ha großen, die Kernzone umgrenzenden **Randzone** liegen die gemessenen Bleigehalte unterhalb von 1.000 mg/kg, aber über dem 90%-Perzentil-Hintergrundwert. Die Arsengehalte dieser Randzone liegen im Bereich der Hintergrundwerte, die Antimongehalte sind demgegenüber noch leicht erhöht. Die Randzone markiert damit einen Bereich, in dem eine durch den Bleischroteintrag mäßig erhöhte Schadstoffbelastung des Oberbodens vorliegt.

Die **Außenzone** markiert mit Bleigehalten im Bereich der Hintergrundwerte den Übergang zu den nicht mehr vom Schießstand beeinflussten Bereichen. Auch die Arsen- und Antimongehalte zeigen hier unauffällige, im Bereich der Hintergrundbelastung liegende Werte.

² Hintergrundwerte sind repräsentative Werte für allgemein verbreitete Hintergrundgehalte eines Stoffes in Böden. Sie werden statistisch ermittelt, wobei beim 50%-Perzentil die Hälfte aller gemessenen Gehalte über dem angegebenen Wert liegen; beim 90%-Perzentil liegen 10% aller gemessenen Werte über dem angegebenen Wert. Bei Überschreitung des 90%-Perzents ist eine zusätzliche Belastungsursache wahrscheinlich.

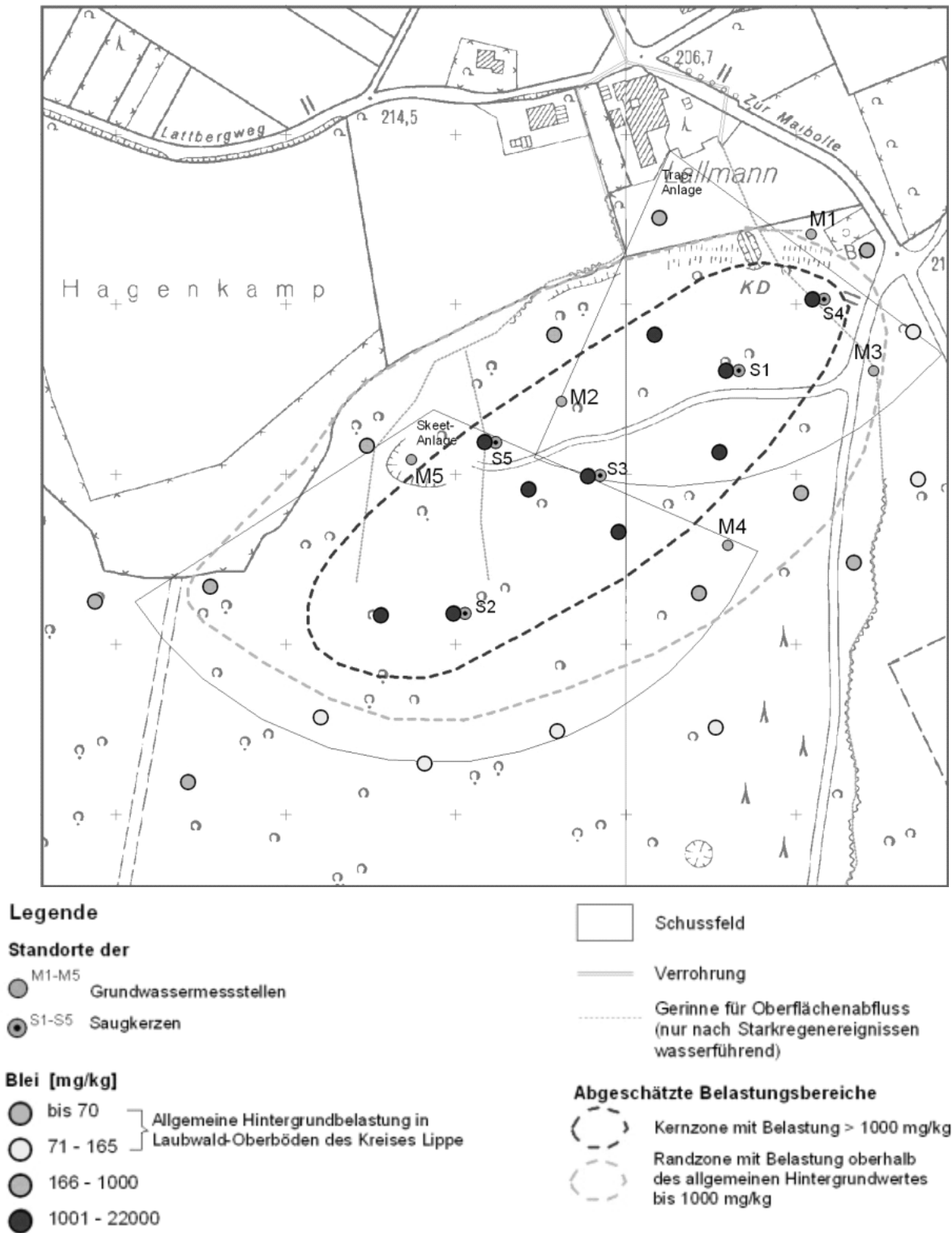


Abb. 2: Bleigehalte im Oberboden

4.2.2 Auflage-Horizonte, Unterboden und Untergrund

In den Auflagehorizonten sowie dem Unterboden und dem Untergrund des Untersuchungsgebietes wurden stichprobenartige Analysen der Stoffgehalte durchgeführt.

Die pH-Werte im **Auflagehorizont** liegen im mäßig – stark sauren pH-Bereich (der Einzelwert aus der Kernzone um 0,1 Einheiten darunter) und damit in der Größenordnung wie die Hintergrundwerte der Laubwald-Auflagehorizonte im Kreis Lippe (s. Tab. 5).

Tab. 5: Mittlere pH-Werte und Metall-Gesamtgehalte (mg/kg, in Klammern Spannweiten) im Auflage-Horizont der abgegrenzten Belastungsbereiche des Untersuchungsgebietes

Belastungs- bereich		pH-Wert ---	Blei	Arsen [mg/kg]	Antimon
Kernzone		3,9 (Einzelwert)	bis >40.000	bis 217	bis 1685
Randzone (n=3)		5,3 (4,4 – 5,4)	1500 (290 – 2900)	32 (15 – 33)	26 (4 – 32)
Außenzone (Einzelwert)		5,2	820	17	11
Hinter- grund- Werte ^{a)}	50%-P.	4,0	110	9	--
	90%-P.	5,9	190	16	--

^{a)} Vergleichswerte aus Laubwald-Oberböden des Kreises Lippe [2]

Aus den bereits vorhandenen Untersuchungen ist bekannt, dass die Stoffgehalte im Auflage-Horizont für Blei, Arsen und Antimon im zentralen Depositionsbereich in Größenordnungen wie die Oberbodengehalte der **Kernzone** und z. T. darüber liegen. Letzteres lässt sich dadurch erklären, dass in die Auflage eingemischte, mechanisch abgeriebene Bruchstücke der angewitterten Bleischrotkugeln analytisch miterfasst werden und so die sehr hohen Stoffgehalte (z. B. Bleigehalte von > 40.000 mg/kg) verursachen. Damit liegen die Gehalte für Blei und Arsen um die Faktoren 10 bis 100 oberhalb der Hintergrundwerte.

In der **Randzone** liegen die mittleren Stoffgehalte der drei Metalle bereits deutlich unter denen der Kernzone, aber für Arsen und Blei immer noch um den Faktor 2 bis 10 über den Hintergrundwerten. Für die **Außenzone** liegt z. Zt. lediglich ein Messwert vor, der aus der im Grenzbereich zur Randzone liegenden Bohrung KRB07 stammt, so dass der im Vergleich zum Hintergrundwert erhöhte Bleigehalt aus einer hier noch unscharfen Abgrenzung der beiden Zonen resultieren kann.

Die gemessenen Stoffgehalte im **Unterboden und Untergrund** sind in Tab. 6 dargestellt.

Im sich an den Oberboden anschließenden **Unterboden** gehen die mittleren gemessenen Stoffgehalte für Blei und Arsen auf die allgemeinen geogenen Hintergrundgehalte nach [4] zurück. Ausnahme bildet der Unterbodenhorizont der Bohrung KRB01 im zentralen Bereich des Depositionsgebietes. Hier deutet der maximal gemessene Wert von 82 mg/kg auf eine Verlagerung von Blei in tiefere Bodenschichten hin.

Im **Untergrund** (= Horizont, der sich an den Unterboden anschließt) konnten unabhängig von der Lage des Messpunktes keine im Vergleich zur allgemeinen Hintergrundbelastung signifikant erhöhten Stoffgehalte festgestellt werden.

Sowohl im Unterboden als auch im Untergrund liegen die Antimon-Gehalte bei ≤ 1 mg/kg und damit ebenfalls im Bereich der allgemeinen geogenen Hintergrundbelastung.

Tab. 6: Mittlere pH-Werte und Metall-Gesamtgehalte (mg/kg, in Klammern Spannweiten) im Unterboden und Untergrund des Untersuchungsgebietes

Kompartiment	pH-Wert ---	Blei	Arsen [mg/kg]	Antimon
Unterboden				
Kernzone (n=5)	4,3 (4,1 – 5,8)	27 (16 – 82)	5 (1 - 10)	< 1 (< 1 – 1)
Randzone	--	--	--	--
Außenzone (Einzelwert)	4,1	11	10	< 1
Untergrund				
ohne Differen- zierung (n=4)	5,1 (4,3 – 5,8)	15 (8 – 50)	5 (--)	< 1 (--)

4.3 Stoffkonzentrationen im Sicker- und Grundwasser

4.3.1 Sickerwasser

Die Ergebnisse der Sickerwasserbeprobungen an den fünf Saugkerzenstandorte S1 bis S5 sind in Tabelle 7 dargestellt.

Die gewonnenen Saugkerzenlösungen stammen aus dem Unterboden und Untergrund aus Tiefen von 0,1 bis max. 2,0 m. Die mittleren pH-Werte der Bodenlösungen liegen zwischen pH 5,2 und 7,0. Sie liegen damit z. T. deutlich (bis zu 3 pH-Stufen) über den mittleren pH-Werten der Bodenmatrix.

Hierfür sind vermutlich zwei Gründe Ausschlag gebend: Zum Einen stellt sich ein zu erwartendes Gleichgewicht zwischen Bodenmatrix und Bodenlösung durch einen schnellen Sickerwasserfluss entlang bevorzugter Fließbahnen (alte Wurzelgänge und trockenheitsbedingte Schrumpfrisse) nicht ein. Zum Anderen führt die Beprobung des Sickerwassers durch Saugkerzen durch den angelegten Unterdruck zu einer CO₂-Entgasung des Bodenwassers, so dass sich die pH-Werte in der Lösung erhöhen.

Auffällig ist auch die hohe Spannweite der gemessenen pH-Werte im Jahresgang. Insbesondere in den oberflächennah (0,1 m Tiefe) eingebauten Saugkerzen S1 und S2 beträgt die Amplitude der gemessenen Werte über 2 pH-Stufen. Diese geht einher mit einer großen Schwankungsbreite der TOC-Konzentrationen und ist typisch für den in Pseudogley-Böden jahreszeitlich stark schwankenden Wasserhaushalt. Der extreme Wechsel zwischen Nass- und Trockenphasen bewirkt dabei biologisch gesteuerte Ab- und Umbauprozesse der organischen Substanz im Boden, welche den Lösungsschemismus (inkl. des pH-Wertes) des Bodenwassers entscheidend beeinflussen [5]. Aus der letztgenannten Literaturquelle ist ebenfalls bekannt, dass in stauwasserbeeinflussten Böden bis in den Untergrund hinein hohe TOC-Gehalte (> 50 mg/L) auftreten, wie sie auch in den vorliegenden Untersuchungen festgestellt wurden.

Tab. 7: Analysenergebnisse des Jahres 2006 im Sickerwasser der Saugkerzen S1 bis S5 (Mediane und Spannweiten aus 4 Messungen)

Name	Tiefe (m)	Hori- zont	pH-Wert	TOC	Blei	Arsen	Antimon
			--	mg/L	µg/L		
S1	0,1	Sw-Bv	6,8 (5,2 – 7,8)	14,9 (2,7 – 31)	15 (<10 – 30)	< 10 (<10)	< 10 (<10)
	0,5	Sw-Bv	5,5 (5,0 – 6,1)	35,0 (2,3 – 38)	705 (490 – 850)	n. v.	< 10 (<10)
	1,0	Sw-Bv	5,4 (5,0 – 6,6)	n. v.	315 (300 – 410)	n. v.	< 10
	2,0	SdCv	5,9 (5,4 – 7,3)	n. v.	330 (190 – 410)	n. v.	n. v.
S2	0,1	Sg	6,0 (5,6 – 7,8)	40,0 (17 – 110)	145 (50 – 460)	< 10 (<10)	< 10 (<10)
	0,5	Sg	5,4 (5,4 – 6,2)	13,5 (3 – 24)	< 10 (< 10)	n. v.	< 10 (<10)
	1,0	SwSd	6,0 (5,5 – 6,3)	49,0 (35 – 63)	25 (<10 – 30)	n. v.	< 10
	2,0	II SdCv	6,0 (5,8 – 6,6)	n. v.	10 (< 10)	n. v.	n. v.
S3	0,1	Bv	5,2 (5,1 – 6,3)	18,0	220 (190 – 310)	< 10 (<10)	< 10 (<10 – 20)
	0,5	Bv-Sw	5,4 (5,1 – 6,4)	2,7	310 (190 – 410)	n. v.	< 10 (<10)
	1,0	Sd	6,3 (5,6 – 6,3)	n. v.	15 (<10 – 20)	n. v.	n. v.
	2,0	IICv	6,3 (5,6 – 6,7)	n. v.	< 10 (<10)	n. v.	n. v.
S4	0,1	Ah	6,8 (6,2 – 7,5)	18,0	< 10 (<10)	< 10 (<10)	< 10 (<10)
	0,5	Ah	6,9 (6,3 – 7,7)	3,9	< 10 (<10)	n. v.	< 10
	1,0	Sw	7,0 (6,3 – 7,7)	n. v.	< 10 (<10)	n. v.	n. v.
S5	0,1	Ah	5,8 (5,5 – 6,6)	5,2	< 10 (<10)	< 10 (<10)	< 10 (<10)
	0,5	(Sw)Bv	5,8 (5,3 – 6,1)	3,5	< 10 (<10)	n. v.	n. v.
	1,0	IICv	5,8 (5,5 – 6,2)	n. v.	< 10 (<10)	n. v.	n. v.
Prüfwert n. BBodSchV			--	--	25	10	10

fett = Überschreitung der hier zum Vergleich heran gezogenen Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden - Grundwasser nach BBodSchV

Die Mediane der Bleikonzentrationen im Sickerwasser liegen an den Saugkerzenstandorten S4 und S5 zu allen Messterminen und in allen Tiefen bis 1,0 Meter unterhalb der Nachweisgrenze von 10 µg/L. Das untersuchte Sickerwasser dieser Standorte stammt dabei aus den Oberböden (Ah-Horizonten), den stauwasserbeeinflussten, z. T. verbraunten Unterböden (Sw-, SwBv-Horizont) und an Standort S5 aus dem aus verwittertem Festgestein des Keupers bestehenden Untergrund (IICv-Horizont).

Die höchsten Bleikonzentrationen mit Medianwerten zwischen 145 und 705 µg/L treten an den Saugkerzenstandorten S1 bis S3 auf. Die oben genannten Konzentrationen überschreiten die hier zum Vergleich herangezogenen Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser nach BBodSchV. Sie treten am Saugkerzenstandort S1 bis in den stauenden SdCv-Horizont in 2,0 Meter Tiefe auf. An Standort S3 reichen die festgestellten Überschreitungen der Prüfwerte bis in den stauwasserführenden BvSw-Horizont in 0,5 m Tiefe und an Standort S2 wurden Überschreitungen der Prüfwerte lediglich im haftnässepseudovergleyten Sg-Horizont in 0,1 m Tiefe festgestellt.

Dabei wird deutlich, dass an diesen Standorten der hier zum Vergleich heran gezogene Sickerwasserprüfwert nach BBodSchV (25 µg/L) z. T. um mehr als den Faktor 10 überschritten wird.

Die zeit- und tiefenvariablen Schwankungen der Bleikonzentrationen lassen sich mit dem jahreszeitlich bedingt stark schwankenden Wasserhaushalt erklären. Durch den Wechsel von Nass- und Trockenphasen werden die bodenbiologischen sowie physikochemischen Prozesse im Boden gesteuert, die eine Freisetzung und Verlagerung von Stoffen mit dem Wasser und deren Sorption beeinflussen.

In der Spätphase der Vegetationsperiode (Spätsommer, Herbst) kommt es durch Austrocknung des Bodens zur Bildung von Trocken- und Schrumpfrissen (oft entlang alter Wurzelgänge) z. T. bis in den Untergrund des Bodens, so dass diese als bevorzugte Fließbahnen des Bodenwassers dienen können. So ist etwa die erhöhte Bleikonzentration des in 2 Meter Tiefe gelegenen, in der Matrix nur schwach wasserdurchlässigen SdCv-Horizont des Standortes S1 zu erklären. Hier fließt also vermutlich bleibelastetes Sickerwasser über sog. „preferential flow“ in tiefere Bodenschichten.

Andererseits sind die geringen Bleikonzentrationen des aus 0,1 m Tiefe gewonnenen Sickerwassers am Standort S1 wahrscheinlich auf Verdünnungseffekte des (relativ) schadstoff-unbelasteten Regenwassers zurück zu führen.

Für die stichprobenartig im Sickerwasser gemessenen Parameter Arsen und Antimon konnte lediglich an einen Termin in einer Tiefe eine hier zum Vergleich heran gezogene Prüfwertüberschreitung für das Schwermetall Antimon festgestellt werden (doppelte Überschreitung des Prüfwertes in Saugkerze S3 in 0,1 m Tiefe). Ansonsten wurden für die beiden genannten Parameter Stoffkonzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze von jeweils 10 µg/L gemessen.

4.3.2 Grundwasser

Die Analysenergebnisse der Grundwasseruntersuchungen in den Messstellen M1 bis M5 sind in Tabelle 7 dargestellt.

Die mittleren pH-Werte im ersten Hauptgrundwasserstockwerk der Messstellen liegen zwischen pH 7,1 und 7,6 und damit über den mittleren pH-Werten der Bodenlösungen. Grund hierfür kann eine schwache „Aufkalkung“ des die Keuperschichten durchsickernden Bodenwassers sein, die zu einer pH-Anhebung führt. Die TOC-Konzentrationen liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 1 mg/L, ebenso wie die gemessenen Konzentrationen der Parameter Blei, Arsen und Antimon, die in allen Messstellen zu allen gemessenen Terminen unterhalb der Bestimmungsgrenze von jeweils 10 µg/L liegen. Sie unterschreiten damit in allen Fällen die hier zum Vergleich heran gezogenen Prüfwerte für Sickerwasser der BBodSchV.

Tab. 8: Analysenergebnisse im Grundwasser der oberflächennahen Grundwassermessstellen M1 bis M5 aus dem Jahr 2006 (Mediane und Spannweiten aus max. 4 Messungen)

Name	Tiefe	pH-Wert	TOC	Blei	Arsen	Antimon
	(m)	--	mg/L	µg/L		
M1	10	7,3 (7,0 – 7,6)	< 1 (EW)	< 10 (<10)	< 10 (<10)	< 10 (<10)
M2	15	7,1 (EW)	< 1 (EW)	< 10 (EW)	< 10 (EW)	< 10 (EW)
M3	15	7,6 (7,4 – 7,6)	< 1 (EW)	< 10 (<10)	< 10 (<10)	< 10 (<10)
M4	15	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.
M5	15	7,1 (6,8 – 7,5)	< 1 (EW)	< 10 (<10)	< 10 (<10)	< 10 (<10)
Prüfwert n. BBodSchV		--	25	10	10	

EW = Einzelwert k. A. = keine Angabe auf Grund Trockenheit der Messstelle

5 Gefährdungsabschätzung

5.1 Allgemeines zu Bewertungsgrundlagen und –methodik

Bei einer Risikobeurteilung müssen

- das Schadstoffinventar einer Altlast oder altlastverdächtigen Fläche,
- die konkreten Ausbreitungsbedingungen sowie
- die bei der gegenwärtigen oder absehbaren bzw. planungsrechtlich zulässigen zukünftigen Nutzung gegebene oder wahrscheinliche Exposition von Schutzgütern

im Zusammenhang betrachtet werden. Die Risikobeurteilung sollte daher, für die im Einzelfall relevanten Wirkungspfade, in folgenden Schritten erfolgen:

- Welches Schadstoffinventar (Art und Höhe der Schadstoffbelastung, Verteilung der Schadstoffbelastung, Mobilität der Schadstoffbelastung) ist vorhanden?
- Welche Nutzung erfährt die zu beurteilende Fläche aktuell und welche Nutzung ist ggf. für die Zukunft absehbar oder auch konkret geplant / planungsrechtlich zulässig?
- Welche konkreten Ausbreitungsmöglichkeiten bestehen für die Schadstoffe?
- Mit welcher Exposition von Schutzgütern ist zu rechnen?

5.2 Darstellung der Kontaminationssituation und Schutzgutexposition

5.2.1 Wirkungspfad Boden-Mensch

5.2.1.1 Vorsorgewertevergleich

Die untersuchten 26 Oberbodenproben im Untersuchungsgebiet überschreiten in etwa 80% der Fälle die Vorsorgewerte der BBodSchV für das Schwermetall Blei. Auch in der vom Schießplatz kaum bis nicht mehr beeinflussten Außenzone liegen die Gehalte z. T. über dem Prüfwert, was auf eine aus der Digitalen Bodenbelastungskarte für den Kreis Lippe [2] festgestellten erhöhten Hintergrundbelastung von Waldoberböden im Kreisgebiet zurück zu führen ist.

Die stichprobenartig untersuchten Unterboden-/Untergrundproben überschreiten lediglich in einem von 10 Fällen den Vorsorgewert für Blei um 17%.

Die Auflagehorizonte enthalten einen Humusgehalt von $> 8\%$, so dass für diese die Vorsorgewerte der BBodSchV keine Anwendung finden.

Für die Parameter Arsen und Antimon liegen z. Zt. keine Vorsorgewerte nach BBodSchV vor.

5.2.1.2 Prüfwertevergleich

Für die Bewertung des hier relevanten Wirkungspfades Boden-Mensch sind in Anhang 2 der BBodSchV nach Nutzung differenzierte Prüfwerte aufgeführt. Prüfwerte sind nach § 8, Abs. 1 BBodSchG „Werte, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der Bodennutzung eine einzel-fallbezogene Prüfung durchzuführen und festzustellen ist, ob eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt“.

Das Untersuchungsgebiet kann dabei keiner der in der BBodSchV aufgeführten Nutzungen zugeordnet werden. Der Wirkungspfad Boden – Mensch ist auf der Untersuchungsfläche auf maximal wenige Tage bis Wochen im Jahr beschränkt. Auch ist nicht von einem Spielen von Kleinkindern auf der Fläche auszugehen, so dass die abgeleiteten Prüfwerte der BBodSchV für die einzelnen Nutzungsszenarien hier nicht sinnvoll angewandt werden können.

Aufgrund der räumlichen Lage und der tatsächlichen Nutzung des Untersuchungsgebietes als Waldfläche ist eine Schutzgutexposition für den Wirkungspfad Boden – Mensch aus gutachterlicher Sicht nicht gegeben.

5.2.2 Wirkungspfad Boden–Grundwasser: Sickerwasserprognose

Nach § 2 (5) BBodSchV ist die Sickerwasserprognose wie folgt definiert:

„Abschätzung der von einer Verdachtsfläche, altlastverdächtigen Fläche, schädlichen Bodenveränderung oder Altlast ausgehenden oder in überschaubarer Zukunft zu erwartenden Schadstoffeinträge über das Sickerwasser in das Grundwasser, unter Berücksichtigung von Konzentrationen und Frachten und bezogen auf den Übergangsbereich von der ungesättigten zur wassergesättigten Zone.“

Nach [9] sind folgende Eingangsinformationen bestimmend für die Menge, Konzentration und den zeitlichen Verlauf eines Schadstofftransfers von der wasserungesättigten Zone in das Grundwasser relevant:

1. die Schadstoffquelle,
2. der Boden, der die Schadstoffe enthält,
3. der Wasserhaushalt in der ungesättigten Bodenzone,
4. die Wegsamkeiten und Transferprozesse im Boden.

Auf Grundlage dieser Informationen sowie der durchgeführten Sickerwasseruntersuchungen ist für den Standort zu beurteilen, inwieweit es aktuell oder in Zukunft aus den belasteten Bereichen zu Schadstoffausträgen in das Grundwasser kommen kann, die zu Schäden an diesem Schutzgut führen.

Hierzu wird im vorliegenden Fall konkret in den folgenden Schritten vorgegangen:

1. Beschreibung der Schadstoffquelle (Quellterm)
2. Einordnung der gemessenen Werte an Ort und Zeitpunkt der Probenahme in Bezug auf den Ort der Beurteilung sowie Bewertung der Ergebnisse mittels vorliegender Prüfwerte hinsichtlich des gegenwärtigen Stoffeintrags
3. Prognose der zukünftigen Eintragsentwicklung.

Schritt 1

Die Schadstoffe im Untersuchungsgebiet (hier betrachtet werden Blei, Arsen und Antimon) liegen zum größten Teil in Festphase als angewittertes Bleischrot auf dem Boden sowie innerhalb der obersten cm des Oberbodens vor. Ein weiterer Anteil ist durch Lösungsprozesse mit dem Sickerwasser in den Boden eingedrungen und liegt sorbiert in der Bodenmatrix (v. a. an der organischen Substanz und an Tonteilchen) gebunden vor. Durch physikochemische Verwitterungsprozesse (mechanischer Zerfall des Bleischrotes, In-Lösung-gehen von Metallionen usw.) werden die Schadstoffe freigesetzt und gelangen und gelangen noch gegenwärtig mit dem Sickerwasser in den Boden.

Schritt 2

Zunächst ist in diesem Schritt zu klären, wo sich der Ort der Beurteilung befindet. Nach § 4 Abs. 3 BBodSchV ist dieser als „der Übergangsbereich von der ungesättigten in die gesättigte Zone“ definiert.

Wie in Kap. 4 beschrieben kommt es in stauwasserbeeinflussten Böden in den obersten Dezimetern des Bodens zu einer jahreszeitlich schwankenden temporären Wassersättigung im Unterboden (Stauwasserbildung). Diese Schicht kann dann zum Zeitpunkt der Wassersättigung als oberstes schwebendes Grundwasserstockwerk angesehen werden, dessen Grundwasseroberfläche hier als „erster Ort der Beurteilung“ angesprochen wird.

Im darunter folgenden Untergrund kommt es räumlich und zeitlich schwankend ebenfalls zur Wassersättigung im Boden, so dass auch in dieser Schicht temporäre Wassersättigung (= Grundwasser) auftritt. An den Übergangspunkten von Sickerwasser in die gesättigte Zone dieser Schicht liegt demnach ebenfalls temporär und räumlich heterogen der hier als „zweiter Ort der Beurteilung“ bezeichnete Bereich vor.

Das erste Hauptgrundwasserstockwerk liegt bei > 10 m u. GOK (Lettenkohlenkeuper). Die Übergangszone des Sickerwassers in das Grundwasser wird hier als „dritter Ort der Beurteilung“ bezeichnet.

Somit liegt im Untersuchungsgebiet zeitlich und räumlich schwankend der Ort der Beurteilung

- a) bei auftretender Staunässe in den S-Horizonten der Pseudogleye im Unterboden oberhalb von einem Meter und / oder
- b) bei auftretender Staunässe in der Fließerde des Untergrundes und / oder
- c) im obersten Hauptgrundwasserstockwerk (Lettenkohlenkeuper).

In Teilbereichen des Untersuchungsgebietes überschritten die Bleikonzentrationen die Sickerwasserprüfwerte der BBodSchV an mehreren Terminen in mehreren Messtiefen. Im Einzelnen:

- an Standort S1 wurden die Sickerwasserprüfwerte bis in den temporär wassergesättigten Untergrund (2,0 m) an mehreren Messterminen z. T. deutlich überschritten,
- an Standort S2 wurden die zunächst zum Vergleich heran gezogenen Sickerwasserprüfwerte im Unterboden und z. T. im Untergrund an mind. zwei der vier Messtermine bis in max. 1,0 Meter Tiefe überschritten,
- an Standort S3 wurden die zunächst zum Vergleich heran gezogenen Prüfwerte an allen vier Messterminen bis in 0,5 m u. GOK deutlich überschritten,
- keine Überschreitungen der zum Vergleich heran gezogenen Prüfwerte bis in 1,0 Meter Tiefe (= Untergrenze der Sickerwassergewinnung) traten an den Standorten S4 und S5 auf.

Da die Sickerwasserprüfwerte nur am Übergang von der ungesättigten zur gesättigten Zone gelten, müsste jeweils zum Zeitpunkt der vier Messtermine nachgewiesen worden sein, dass die gemessenen Wertüberschreitungen mit der Definition des Ortes der Beurteilung übereinstimmen. Dies ist in der Praxis mit verhältnismäßigen Mitteln nicht möglich. Dennoch werden aus gutachterlicher Sicht Prüfwertüberschreitungen am Ort der Beurteilung mit hoher Wahrscheinlichkeit angenommen; die Häufigkeit sowie die Höhe der Überschreitungen des Sickerwasserprüfwertes für Blei legen diesen Schluss nahe.

Für die stichprobenartig im Sickerwasser gemessenen Parameter Arsen und Antimon konnte lediglich an einen Termin in einer Tiefe eine Prüfwertüberschreitung für das Schwermetall Antimon festgestellt werden (doppelte Überschreitung des Prüfwertes in Saugkerze S3 in 0,1 m Tiefe). Ansonsten wurden für die beiden genannten Parameter Stoffkonzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze von jeweils 10 µg/L gemessen.

Demnach liegt in den Kernzonen des Untersuchungsgebietes ein Schaden am Schutzgut Grundwasser am ersten und am zweiten Ort der Beurteilung vor.

Im ersten Hauptgrundwasserstockwerk (Lettenkohlenkeuper) wurden bei Grundwasseruntersuchungen für keinen der drei untersuchten Parameter Prüfwertüberschreitungen für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser festgestellt. Methodisch bedingt kann aus den Grundwasseruntersuchungen, in denen die relevanten Schadstoffe nicht nachweisbar waren, nicht zwingend ein Nicht-Überschreiten der Prüfwerte am Ort der Beurteilung (Übergang der ungesättigten zur gesättigten Zone) abgeleitet werden, da unbekannt ist, wie stark das Grundwasser von Zuflüssen von außerhalb „verdünnt“ ist.

Schritt 3

Für eine Prognose der zukünftigen Eintragsentwicklung der Schadstoffe ins Grundwasser ist vor allem die Abschätzung des Schadstoffnachlieferungspotentials zu berücksichtigen.

Im Untersuchungsgebiet liegt ein Großteil der auf die Fläche gelangten Schadstoffe z. Zt. noch gebunden in den angewitterten Bleischrotkugeln vor. Diese liegen auf und z. T. in den obersten Zenti-

metern des Bodens. Von einer fortschreitenden Verwitterung und Freisetzung der Metalle ist auszugehen.

Desweiteren ist damit zu rechnen, dass sich die mit Blei belastete Sickerwasserfront, die am Standort S1 schon bis in mind. 2,0 Meter Tiefe reicht, in Zukunft weiter nach unten Richtung des ersten Hauptgrundwasserstockwerkes verlagern wird. Detailliertere bzw. genauer quantifizierte Aussagen sind auf Grundlage dieser Untersuchungen z. Zt. noch nicht möglich.

Aus gutachterlicher Sicht ist danach mit einer ansteigenden Schadstoffbelastung des Sickerwassers und einer weiteren Verlagerung der Sickerwasserfront in Richtung auf das erste Hauptgrundwasserstockwerk in der überschaubaren Zukunft zu rechnen (Jahre bis Jahrzehnte).

5.2.3 Wirkungspfad Boden – Oberflächengewässer

Es ist davon auszugehen, dass ein Teil des sich temporär im Boden stauenden Wassers in den oberen Metern lateral abfließt. Es gelangt dann über die temporär wasserführenden Vorfluter in den Niederluher Bach. Konnten bei vorangegangenen Untersuchungen keine Belastungen der Sedimente dieser Vorfluter festgestellt werden, ist auf Grundlage der vorliegenden Untersuchungen nicht auszuschließen, dass temporär belastetes Sickerwasser in das Oberflächenwasser gelangt. Wie groß dieses Belastungspotenzial für das Oberflächenwasser ist, kann derzeit nicht beurteilt werden.

6 Empfehlungen (Stand Dezember 2006)

Aufgrund der vorliegenden Schadstoffbelastungssituation im Untersuchungsgebiet, in dem

- a) mit hoher Wahrscheinlichkeit von einem Schaden am Schutzgut Grundwasser auszugehen ist,
- b) wegen fortschreitender Verwitterung der Schrotkugeln von erhöhten Freisetzungsraten und damit erhöhten Sickerwasserkonzentrationen und
- c) von einer weiteren Verlagerung der Sickerwasserfront nach unten in Richtung auf das erste Hauptgrundwasserstockwerk sowie lateral in Richtung auf die Oberflächengewässer auszugehen ist,

wird vorgeschlagen, zur statistischen Absicherung der Schadstoffkonzentrationen im Sicker- und Grundwasser im Jahr 2007 an weiteren vier Terminen Saugkerzenlösungen und Grundwasser zu gewinnen. Für eine Transportprognose soll dabei der relevante Parameter TOC im Sickerwasser an allen Terminen mitbestimmt werden, um so die Verlagerung der Metalle durch den Co-Transport mit der gelösten organischen Substanz mitberücksichtigen zu können. Mit den Ergebnissen werden dann die im Jahr 2006 gemessenen Konzentrationen ergänzt und statistisch abgesichert, so dass belastbare Aussagen zur Sickerwasserbelastung getroffen werden können.

Zur Abschätzung der Verfügbarkeit der in den angewitterten Bleikugeln und im Boden vorhandenen Blei-, Arsen- und Antimonverbindungen schlagen wir desweiteren vor, dass das Verfahren der „Sequentiellen Extraktion“ eingesetzt wird. Diese erlaubt eine Differenzierung der chemischen Bindungsart von Metallen (Metallspezifizierung) in einer untersuchten Probe durch Einsatz verschiedenartiger chemischer Elutionslösungen. Dazu wird die Probe mit mehreren Lösungen in Kontakt gebracht, wobei jeder Kontakt mit einer Elutionslösung eine bestimmte Bindungsart eines Metalls löst. So wird eine genauere Aussage über das Löseverhalten der Metalle erzielt, aus dem auch die Mobilisierbarkeit unter bestimmten Umwelteinflüssen, wie z. B. durch sauren Regen oder saure Sickerwassereinflüsse, ableitbar ist.

7 Zusammenfassung

Auf Grundlage der vorliegenden Untersuchungen konnte eine erste Abgrenzung von unterschiedlichen Belastungsbereichen im Untersuchungsgebiet erfolgen. Dabei ist das Stoffpotenzial des Schwermetalls Blei aus dem Blickwinkel der Gefahrenabwehr das kritischste Element, die „Begleitelemente“ des Bleischrotes Arsen und Antimon treten bei dieser Betrachtungsweise in den Hintergrund.

Ein knapp 4 ha großer, als „Kernzone“ abgegrenzter Belastungsbereich überschreitet die Hintergrundwerte für Blei in Waldoberböden um das 10- bis > 100-fache und liegt damit auch deutlich über den hier (lediglich zum Vergleich) herangezogenen Prüfwerten für Park- und Freizeitanlagen aus der BBodSchV. Um diese Kernzone schließt sich eine etwa ebenso große Randzone an, deren Bleigehalte über dem 90%-Perzentil-Hintergrundwert, aber unter 1000 mg/kg liegen. Diese Zone geht dann in die Außenzonen über, in der sich die Bleigehalte im Bereich der natürlichen Hintergrundgehalte für Laubwaldböden im Kreis Lippe befinden. Die untersuchten Schadstoffgehalte im Unterboden und Untergrund liegen im Untersuchungsgebiet in der Größenordnung der natürlichen geogenen Stoffgehalte.

Bei den auskartierten Bodentypen im Untersuchungsgebiet handelt es sich zu einem großen Teil um stauwasserbeeinflusste Böden. Diese sind gekennzeichnet durch einen extremen Wechsel von Nass- und Trockenphasen im Jahresgang, der zu starken Schwankungen der physikalischen Eigenschaften und des physikochemischen Milieus im Boden führt.

Im Zusammenhang mit dem auf dem Standort vorhandenen angewitterten Bleischrot und dem vor allem im Oberboden sorbierten Blei bedeutet dies, dass von einer weiteren Verwitterung und Freisetzung des Bleis auszugehen ist.

Diese wird durch die Ergebnisse der durchgeführten Sickerwasseruntersuchungen im Boden bestätigt: Die gemessenen Konzentrationen überschreiten die Prüfwerte der BBodSchV für Blei im zentralen Depositionsbereich bis in 2 m Tiefe an mehreren Messterminen im Jahr 2006 z. T. deutlich. D. h. es findet eine Verlagerung von Blei mit dem Sickerwasser bis in mind. 2 m Tiefe statt. Da es sich um Stauwasserböden mit temporärer Wassersättigung handelt, liegen auf Grundlage der Ergebnisse temporäre Grundwasserverunreinigungen am Ort der Beurteilung vor. In den 15 Meter tiefen Messstellen des ersten Hauptgrundwasserstockwerkes ist derzeit (noch) kein Blei, Arsen und Antimon nachweisbar.

Da allerdings die Keupergesteine im Untergrund nur ein geringes Sorptionsvermögen für Schadstoffe aufweisen, ist davon auszugehen, dass sich eine belastete „Schadstoffsickerfront“ in Richtung des tieferen Untergrundes und des ersten Hauptgrundwasserstockwerkes (Lettenkohlenkeuper) bewegt. Auf Grund des hohen Nachlieferungspotentials (ein Großteil des Bleis liegt noch in den obersten cm des Bodens in den verwitterten Bleischrotkugeln vor), ist unter den gegebenen Bedingungen von einer weiteren Freisetzung und Verlagerung des Bleis in den Unterboden/Untergrund bis in das erste Hauptgrundwasserstockwerk auszugehen.

Zusammenfassend ergibt sich aus den Untersuchungen, dass

- mit hoher Wahrscheinlichkeit von einem Schaden am Schutzgut Grundwasser,
- wegen fortschreitender Verwitterung der Schrotkugeln von erhöhten Freisetzungsraten und damit erhöhten Sickerwasserkonzentrationen und
- von einer weiteren Verlagerung der Sickerwasserfront nach unten in Richtung auf das erste Hauptgrundwasserstockwerk sowie lateral in Richtung auf die Oberflächengewässer auszugehen ist.

Zur statistischen Absicherung der Schadstoffkonzentrationen im Sicker- und Grundwasser wird vorgeschlagen im Jahr 2007 an weiteren vier Terminen Saugkerzenlösungen und Grundwasser zu gewinnen.

Desweiteren sollen zur Abschätzung der Verfügbarkeit der in den angewitterten Bleikugeln und im Boden vorhandenen Blei-, Arsen- und Antimonverbindungen Verfahren angewendet werden, die eine Speziierung der Metallverbindungen ermöglichen.

8 Literatur

- [1] CRÖßMANN, G. ET. AL. (1989): Die Belastung von Böden auf Sportschießplätzen durch Bleischrot und Wurf tauben.- Texte Umweltbundesamt, Forschungsbericht 107 01 014 UBA-FB 89-100
- [2] DR. KERTH + LAMPE GEO-INFOMETRIC GMBH (2002): Projekt-Nr. 29A091 Erstellung der Digitalen Bodenbelastungskarte für den Kreis Lippe.- Endbericht zum Gutachten für den Kreis Lippe. Dezember 2002
- [3] PRINZ, R. & WITTENBECHER, M. (1999): Typische Gehalte ausgewählter Spurenelemente in Waldböden Bayerns.- GLA Fachberichte, 17; München (Bayer. Geol. L.-Amt)
- [4] LABO, Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Schadstoffe in Böden.- 3. überarbeitete und ergänzte Auflage
- [5] STEINWEG, B. (1995): Dynamik des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) von drei stauwasserbeeinflussten Böden des Kernmünsterlandes.- Diplomarbeit an der Ruhr-Universität Bochum, 86. S., unveröff.
- [6] GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg.) (1998): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:25.000, Blatt 3919 Lemgo
- [7] GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg.) (1984): Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen 1:50.000, Blatt L3918 Herford
- [8] HÖLTING, B. (1995): Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie.- Enke-Verlag, Stuttgart, 441 S.
- [9] LABO-ALA: Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei orientierenden Untersuchungen. Juli 2003.17
- [10] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG e.V. (Hrsg.) (2004): Umwelt und Schießen.- Beuth Verlag, Berlin

Contaminant sources, pathways and receptors at the Rotterdam Port Area – a non-site-specific approach

Jeroen Ter Meer, Niels Hartog, Johan Valstar, Annemieke Marsman
and Huub Rijnaarts

keywords: megasite, harbour, risk assessment, risk management, risk-based approach, stakeholders

Abstract

Worldwide, many industrial areas are facing extensive soil and groundwater contamination. If this contamination causes a potential impact to surrounding (ground- and surface) water systems and leads to a deterioration of the quality, these areas are referred to as megasites. A new risk-based approach has been developed for managing soil and groundwater contamination at megasites, and applied to the Rotterdam harbour area. The approach consists of several different steps, including: building a conceptual model, assessing the contaminant situation and natural attenuation potential for the entire harbour area, predicting the current and future impact to the surrounding water systems at a large scale, and defining optimal risk management strategies. Scenario calculations were performed with a regional fate and transport model, and included an uncertainty analysis according to the Monte-Carlo methodology. Besides these scientific aspects, the approach accommodates a strong involvement of stakeholders and provides guidance on defining risk management objectives in relation to the boundary conditions and criteria, such as: the compliance with the EU legislative framework, budget and available time. Results show that the impact of the contamination to the surface water system at the Rotterdam harbour as a whole is limited, but that the deep aquifer beneath and outside the harbour area are already impacted to some degree and are likely to deteriorate further if no mitigating measures are taken. Combined risk management scenarios consisting of source-, path- and receptor-oriented measures appear to be most cost-efficient and suitable to reduce the impact to deeper groundwater systems. By prioritizing these measures in such a way that extensive measures are only planned in highly impacted areas, and time and space are created for monitored natural attenuation in areas where the current and future impact is less severe, this new risk based approach at megasite level offers a more effective and less expensive solution to manage large-scale soil and groundwater contamination, compared to a conventional site-specific approach.

1 Introduction

The Rotterdam mainport is situated at the delta of the rivers Rhine and Meuse and covers an area of 10,500 acres, which makes it one of the world's largest harbours. The main activities that are taking place in the Rotterdam harbour are the transshipment and processing of bulk goods such as oil, chemicals, coals and ores. As a result of the long-term presence of these industrial activities the soil and groundwater have become contaminated. This contamination is substantial, complex and not limited to one particular site but affects (ground)water systems at a regional scale. This being the case, site-specific approaches are neither effective nor cost-efficient. At site level mitigation measures are primarily focused on avoiding liability associated with plume migration to neighbouring sites. For this extensive measures and monitoring strategies are implemented on an individual site basis, without harmonizing the measures with the measures that are already taking place at the neighbouring sites.

Due to this inefficiency, extensive measures are taken unnecessarily. Moreover, within the boundaries of the site insufficient time and space is available to optimally benefit from natural attenuation processes.

To manage contaminated land in the Rotterdam harbour effectively and cost-efficiently in the future, a new risk-based approach is required. This approach needs to fulfill the requirements that are specified by the European Union in the Water Framework Directive [WFD, 2000] and the GroundWater Directive [GWD, in prep.]. The main objectives are to achieve a good chemical status of the groundwater and to take measures to reverse significant and sustained upward trends. In Annex IV, indent 1.4 is stated that a specific trend assessment need to be carried out for relevant pollutants in bodies of groundwater that are affected by point (historical) sources of pollution, in order to verify that contaminant groundwater plumes do not expand over a defined area and deteriorate the chemical status of the groundwater body. This element forms the point of departure for the new risk-based approach at megasite level.

Risk-based management of contamination in the Rotterdam harbour area is a joint process in which the following public and private parties are involved: Port of Rotterdam (PoR), Environmental Agency for Rotterdam region (DCMR), Department of Environment (VROM), and Industry (united in the interest group Deltalinqs). Representatives of these parties were involved in the steering group of the project for the Rotterdam harbour area [WELCOME]. The decision making process is based on balancing economical and environmental interests, and (future) developments in the region.

2 Risk-based approach at megasite level

The risk-based approach for the Rotterdam harbour area considers the combined impact of contamination on the various receptors. These include the surface water systems and the deep groundwater systems below and surrounding the entire port area. The impact is assessed by the current and future plume migration towards these receptors, which is predicted by an extensive fate and transport model. A source-path-receptor approach is followed, in which the contaminant sources at the industrial sites form the starting point from which the contaminants will be transported in the direction of the groundwater flow and eventually might reach the receptors. The deep groundwater systems (below and outside the harbour area) and surface water systems are the main receptors at the megasite since, due to the groundwater flow direction, they are in potential danger of receiving contaminated groundwater. In figure 1 the major transport pathways of the contaminants to the main receptors are presented.

Following the risk-based approach, the entire harbour area of Rotterdam is considered as one area combining all contaminated sites. Since the contamination has to be managed within this area, this area is further referred to as Risk Management Zone (RMZ). For the Rotterdam harbour, the RMZ is delineated by so-called planes of compliance. The planes of compliance are the boundaries of receptors that need to be protected. Objectives will be formulated for these planes of compliance, and also be monitored here to see if the situation complies with the formulated objectives. The 1st plane of compliance marks the direct groundwater influence to the surface water (harbour). Regarding the

deep groundwater at the Rotterdam harbour, two receptors have been identified: the aquifer directly below the harbour and the aquifer outside the harbour area. The 2nd plane of compliance marks the boundary with the aquifer directly below the harbour area, and the 3rd plane of compliance the boundary with the aquifer outside the harbour (figure 1). The RMZ provides time and space for natural attenuation processes to take place and prevent that contaminants reach the borders of the harbour area.

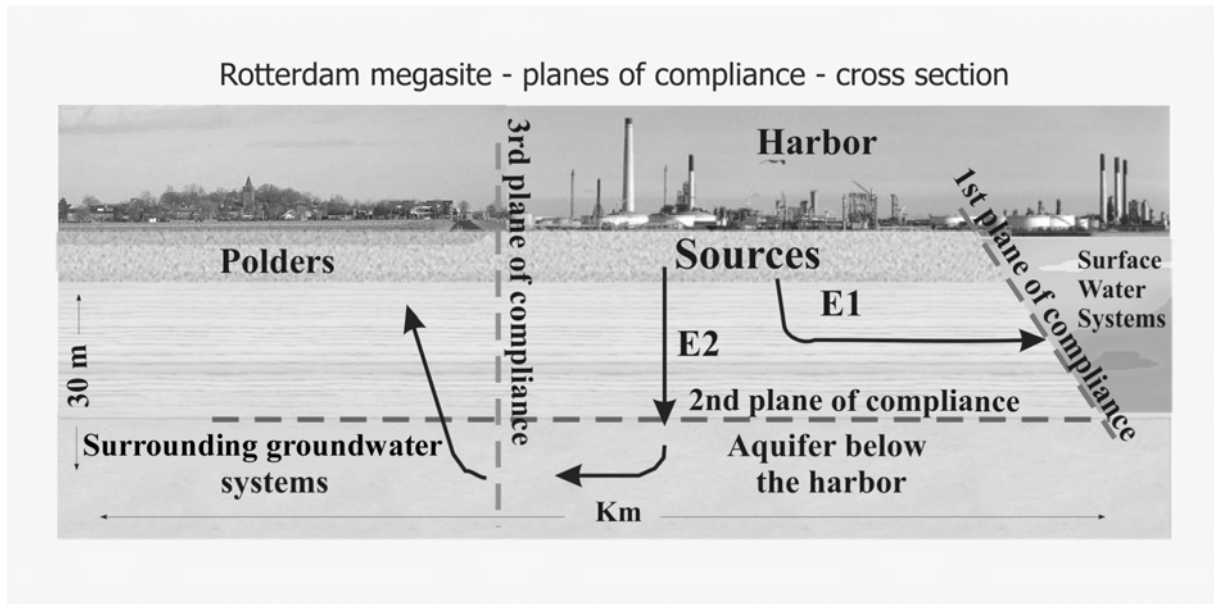


fig. 1: Conceptual model for the Rotterdam megasite, including contaminant sources, pathways and receptors, as well as the planes of compliance

3 Methodology for predicting the impact to (ground)water systems

Despite the large amount of contaminant data from the Port of Rotterdam database [SOQUMAS] and soil investigations carried out by the industrial companies, for many areas insufficient data are available. Due to a limited spatial dependency in the data, simple interpolation techniques could not be applied to obtain a coherent contaminant distribution for the entire harbour area [Ter Meer et al., 2004]. Instead a more complex methodology has been developed. Industrial activities form the basis for defining the contaminant distribution throughout the Rotterdam megasite. The following main activity types have been identified as being representative for the contaminant distribution: refinery, storage of petroleum products, storage of petroleum products and chemicals, production of chemicals, dry bulk and containers, and other and unknown activities. This initial activity classification has been made for all major sites in the Rotterdam harbour, based on generic information from the Port of Rotterdam. The classification is under continuous revision due to developments in the Rotterdam harbour and changing activities at site level. A pre-selection of priority contaminants has been made for the Rotterdam megasite. Since the risk-based approach for Rotterdam focuses on the transport and impact of contaminants to water systems, only the group of relatively mobile contaminants are relevant. A wide range of different (semi-) volatile organic contaminants have been selected as priority contaminants. The contaminant distribution is activity related and therefore derived for each category. Field data of the corresponding activity category from the Port of Rotterdam SOQUMAS database are combined with the field data obtained from the industrial companies to obtain a representative con-

taminant distribution for each of the priority contaminants. The characteristic contaminant distributions are derived from contaminant concentrations in the shallow groundwater zone and used as starting point for the Monte-Carlo simulations that are carried out as part of the groundwater modelling.

A thorough geohydrological characterisation of the Rotterdam harbour area has been carried out to provide a basis for predicting contaminant transport. In the main part of the Rotterdam harbour area infiltration dominates. The majority of the rainwater will be transported through the upper layers towards the aquifer. The velocity of the groundwater is strongly influenced by the heterogeneity of the geohydrology. Velocities will be considerably higher in case of sandy channel deposits and the anthropogenic "shortcuts" resulting from sand piles for foundation and consolidation present in large parts of the harbour area, which create a preferential flow in vertical direction. It is presumed that such sand piles might have a very significant effect on the vertical spreading of contaminants towards the deep groundwater. Until now, the exact location and characteristics (dimensions, permeability, etc.) of the sand-piles remain unknown. Therefore the expected locations are used. In the 1st aquifer the groundwater flow is mainly lateral and in the direction of the polder areas where seepage is taking place. Despite the fact that the groundwater flow velocities are generally much higher than in the above layers, the travelling times towards the polders are in the order of several hundreds to thousands or in some cases even tens of thousands of years.

At megasites where travelling times of contaminants through the aquifer are long, natural attenuation plays an important role. This is especially the case for the Rotterdam megasite. For the types of contaminants that are of particular concern, i.e. the (semi-) volatile organic contaminants, biodegradation is the most important process. Biodegradation rates are compound specific and highly redox sensitive. Therefore a redox characterization has been made first. Until now, no biodegradation rates have been determined specifically for the situation in Rotterdam. Therefore biodegradation rates were taken from international literature, in which values from several different contaminated sites were reported [Suarez and Rifai, 1999]. Only those values that were considered as applicable to the Rotterdam megasite were selected. Most important is that biodegradation rates discriminate between redox conditions and that the rates were derived from field studies rather than laboratory studies.

A combination of a geohydrological model and surface water model is used to predict the current and future impact of contaminants to the surface water and the deeper groundwater systems.

A geohydrological model is used to calculate the pathlines [Pollock, 1994] along which the contaminant is transported with the groundwater. A complete source-path-receptor evaluation is made to estimate the flux of contaminants and the risk to the planes of compliance. Each pathline starts from a grid cell of 150 by 150 meter at the anthropogenic surface layer of the soil, at which the representative contaminant distribution is defined, as well as the starting period of contamination and the water flux. Along the pathline, contaminant concentrations decrease due to redox-dependent biodegradation. This is a so called 'fast' and advantageous path line analysis because of its small computational effort. At several periods in time it is verified if the contaminant has reached one of the planes of compliance. By summing up the contributions from all grid cells to the contaminant mass flux over these planes of compliance, the total impact is calculated. Furthermore, as already mentioned, sand piles are located in this area and they have to be taken into account since they have a large influence on the velocity of the contaminant transport. We corrected for conceptual errors in the flow model

due to the presence of these sand filled vertical drains in the Holocene clay by using analytical equations. Estimation were made for the water flux that flows through these drains or through the Holocene clay that surrounds the sandpiles and the reduction and the multiplication factors for the respective travel times. To account for DNAPL's (Dense Non Aqueous Phase Liquids), we defined which types of contamination are DNAPL's and if their start concentration is larger than the solubility of that contamination. If pure product is present in an area in the vicinity of an area with sand piles, it is assumed that the DNAPL will flow directly along the sandpile (preferential flow). The path-line analysis is also used for predicting the effect of risk management scenarios like pump and treat, source reduction or in-situ remediation by defining the appropriate conditions along the pathline.

For a number of input parameters which cause the highest degree of uncertainty in the model, an uncertainty distribution was derived based on all information available. These parameters are: contaminant concentration at the source, degradation rates, redox conditions and the sand filled vertical drain (sandpiles) parameters such as depth and permeability. The Monte Carlo analysis uses the combined uncertainty of the individual input parameters to obtain a resulting uncertainty distribution for the model output [McCracken, 1955]. In this Monte Carlo analysis, 100 realizations are used to obtain an uncertainty output. During each realization, a random number generator is used to sample in an unbiased fashion, values from the uncertainty distributions, i.e. one random number is used to determine the redox conditions, the accompanying biodegradation rate and the sand pile geometry for the complete area. Moreover, a changing random number is used to determine the start contaminant concentrations for the total area during one realization. In this way, the path line analysis is applied 100 times with different input parameters based on uncertainty distributions. This emphasizes once more the relevance of the rapidity of the pathline analysis approach. This is done for both the autonomous situations and the risk management scenarios.

The quantification of the uncertainty in the modeling results is used by the stakeholders to judge the validity of the decisions to be taken on the future strategy for managing contaminated land in the Rotterdam harbour. Different realizations of the pathline analysis give different modeling outcomes which can be interpreted as an uncertainty distribution itself. On every cell on a plane of compliance it is counted how many times of the 100 realizations that we used, the contaminant concentration exceeds the Dutch legislative standard (intervention value, [Dutch soil protection act, 2000]), so that a chance of exceeding the intervention value is calculated. This procedure is applied for a number of moments in time (in the future). In this way, a spatial and temporal distribution of the chance of exceeding the intervention value can be obtained for all priority contaminants and gives a predictive and constructive interpretation of the model results. An alternative way to present the modeling results is to calculate the percentage of a plane of compliance where the intervention value is exceeded.

The predicted mass fluxes from the groundwater towards the surface water have been used as input for the surface water modelling. Other inputs used in the surface water modelling were the pollutant concentration in the river water when entering the model area (import from upstream) and the operational discharges from industrial activities within the RMZ. These discharges are controlled by permits and therefore regularly documented. For each of the pollutants a number of compound specific parameters were needed to characterize the environmental behaviour.

These inputs were fed into Duflow [STOWA, 2000], a 1D-network model. Physically the model takes the shape of the waterways into account. The 1D network signifies that the model only takes difference in water quality into account along the lengthwise component of the waterways. A cross-section is assumed to be well-mixed. The water quantity was modelled by using recorded water levels as the input. The modelled discharges were checked against observed river discharges to calibrate the model. Water quality is treated in a separate sub-model; in this case use could be made of the pre-existing omive-module for organic micro-pollutants. Processes taken into account include adsorption/desorption on to suspended particles and sediment, volatilization and degradation. Degradation in this case includes physical and chemical as well as biological processes.

With this model various calculations were performed to ascertain the relative importance of the upstream import, the industrial discharge and the soil/groundwater system for the pollutant concentration in the surface water. The output is in the form of a time-series of concentrations for each of the nodes in the network. This output was analyzed for maximum, minimum and mean pollutant levels. The expected impact was judged by evaluating these contributions and concentrations against ecological quality objectives (EQOs) such as the maximum tolerable risk level (MTR) and the negligible risk level (VR).

4 Predicted impact to (ground)water systems

Impact to the surface water (1st plane of compliance):

The predicted mass fluxes from the groundwater towards the surface water have been used as input for the surface water modelling. It has been observed that the contaminant flux from the groundwater is relatively limited compared to other emission sources, such as: discharge, diffuse contamination or the upstream contribution. For the type of compounds that have been taken into account, i.e. the volatile organic contaminants, the total concentration within the surface water remains well below the (negligible risk) norms [van der Wal et al, 2003]. So, for these contaminants no mitigation measures were needed. Prevention and reduction measures might however still be relevant for other type of contaminants and at a site-specific level in case of accidental spills.

Impact on top of the first aquifer (2nd plane of compliance):

Modelling results indicate that the 2nd plane of compliance is impacted by contamination and that this impact increases in time (black line in figure 3). The increase rate is high between 1980 and 2030 and slows down after 2030. The impact is expressed as the percentage of the 2nd plane of compliance that has a concentration higher than intervention value. The degree of uncertainty of the results is indicated by an uncertainty range. The impact on the 2nd plane of compliance at 2030 varies between 9.5% (25th percentile) and 12.5% (75th percentile). In the most likely situation (50th percentile) the impact in the year 2030 is 11.5%.

Impact on the pristine groundwater systems outside the harbour area (3rd plane of compliance):

The impact on the 3rd plane of compliance is predicted in time and expressed as the percentage of the boundary of the Rotterdam harbour that is affected by the sum of the contaminations above the intervention value (black line in figure 4). Modelling results show that the impact increases in time from 2% in 2000 to 10% of the boundary in 2050 for the most likely situation (50th percentile). The uncertainty ranges are between 7% and 11% in 2050. Also after 2050 the impact continues to increase,

indicating that due to long travelling times towards the 3rd plane of compliance not all contaminant sources have yet broken through.

It can be concluded that large parts of the aquifer situated directly below the harbour area are already contaminated and that the volume of affected groundwater will continue to increase without taking effective measures. In some cases, contaminants in the aquifer will go beyond the boundaries of the harbour area. This situation is not in compliance with the objectives formulated in the EU WFD and GWD, since contaminant concentration trends are increasing, indicating adverse negative trends in the groundwater quality in the harbour region. In order to comply with EU directives, risk management scenarios have to be adopted to achieve a trend-reversal.

5 Risk management scenarios

Risk management scenarios have been defined according to a tiered approach; (1) starting with the assessment of separate source-, pathway- and receptor-oriented measures, (2) followed by combining these separate measures into various combined scenarios, and (3) finishing with the selection of a preferred combined scenario. Throughout this selection process stakeholders play a major role.

In order to assess the general performance and feasibility, several source-, pathway- and receptor-oriented management options (including source removal, pump and treat, enhanced natural attenuation and isolation measures) have been defined and worked out separately in terms of the amount of risk reduction and costs. The extent to which these measures were taken was deliberately varied to observe differences in the effects and the costs. The higher the ambition level, the higher the risk reduction and the higher the corresponding costs. Also the factor time plays an important role. The timeframe at which risk management scenarios lead to risk reduction is crucial information for making decisions. Based on the amount of risk reduction, the timeframe at which this risk reduction is achieved, and the corresponding costs, stakeholders have decided to what extent the individual measures are effective and how they can be combined into cost-efficient risk management scenarios.

Based on the assessment of the basic risk management scenarios, it was concluded that none of the source-, pathway- and receptor-oriented measures alone will lead to the achievement of the environmental objectives as formulated by the EU Water Framework Directive and Groundwater Directive. Therefore a combination of basic risk management scenarios needs to be developed to achieve objectives in a cost efficient way.

The derivation of combined risk management scenarios is done in such a way that a high degree of risk reduction is obtained at comparatively low costs. This evaluation of cost-efficiency requires a strong input from the stakeholders. In a process with close interaction with the stakeholders of the Rotterdam megasite three combined scenarios (A, B, and C) have been formulated and assessed in terms of cost-efficiency and the fulfilment of other objectives. As indicated in figure 2, the scenarios consist of the different combinations of source-, pathway- and receptor-oriented measures.

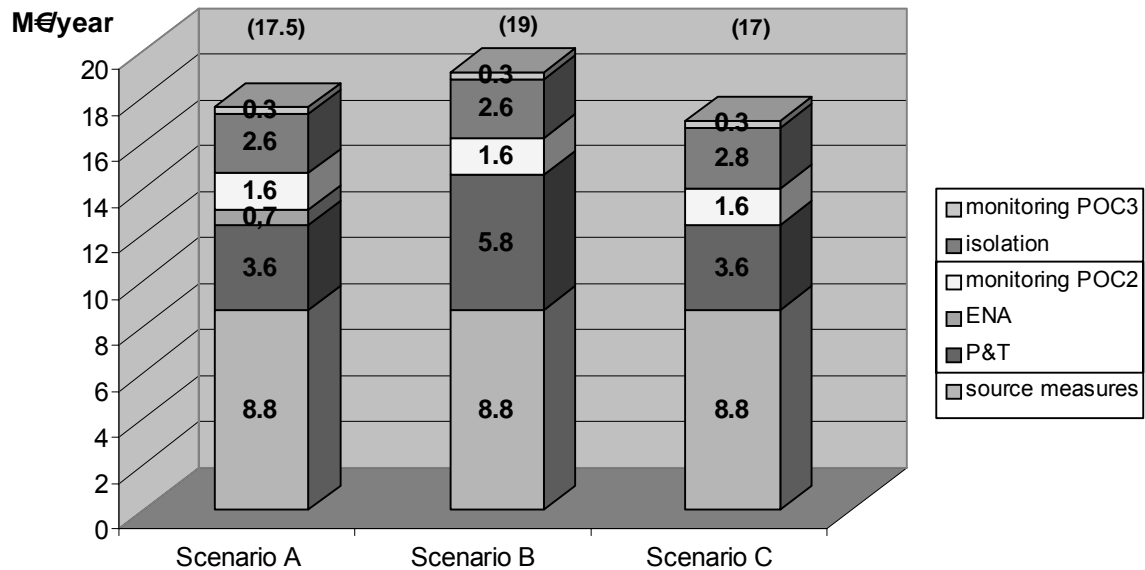


fig. 2: Specification of the three combined scenarios and the costs in millions of Euros per year

The challenge was to commit the stakeholders to one preferred scenario which is realistic in terms of the risk reduction to be achieved and available budgets. At the same time the preferred scenario has to be in compliance with the objectives formulated in the EU Water Framework Directive and the Groundwater directive. Also the private obligations of the individual sites have to be fulfilled, which implies that contaminant sources in the top-layer need to be removed.

Scenario A has been selected as the preferred scenario. The costs for this scenario are 17.5 Million €/year and are spent on the treatment of sources (8.8 Million €/year), monitoring (1.6 Million €/year) and improving the quality of the aquifer by taking pump and treat as well as enhanced natural attenuation measures (3.6 and 0.7 Million €/year respectively) and the protection of the surrounding groundwater systems by receptor-oriented monitoring and isolation measures (2.9 Million €/year). The performance of scenario A in terms of impact reduction at the 2nd and 3rd plane of compliance is shown in figure 3 and 4, respectively.

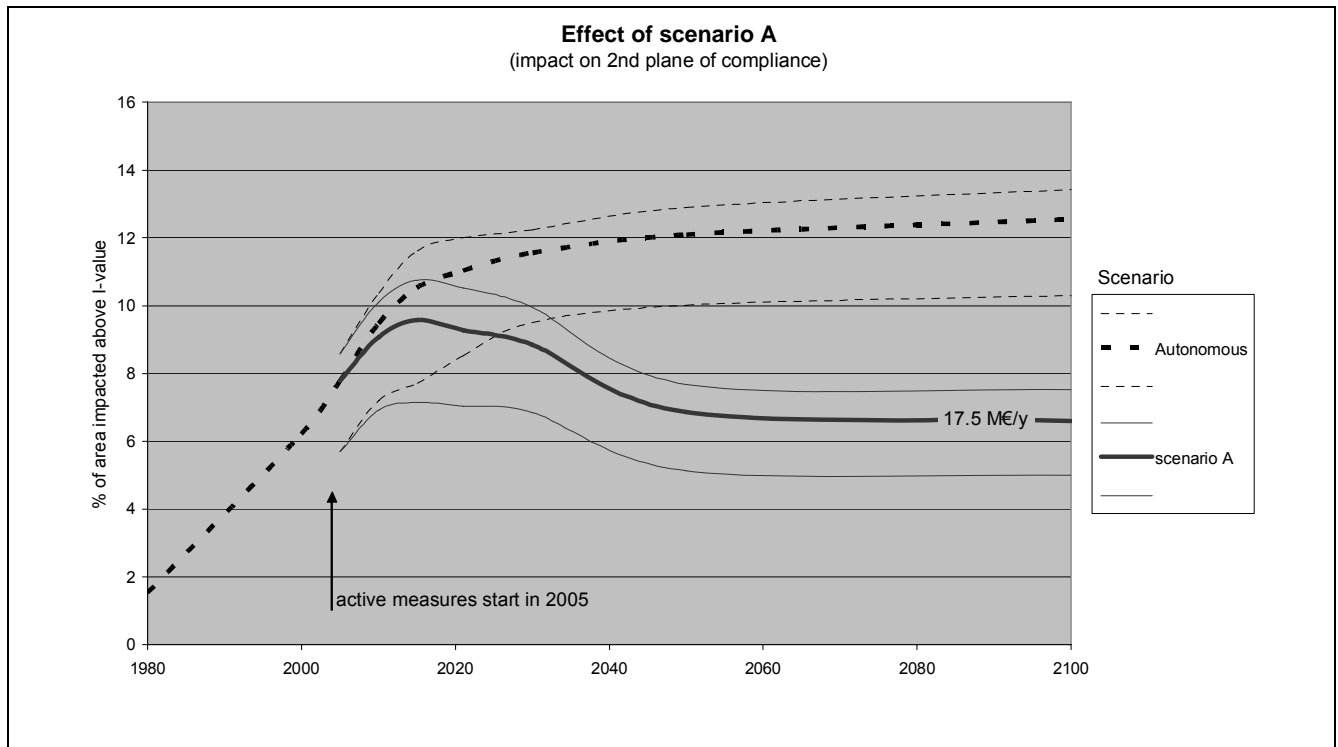


fig. 3: Prediction of the impact to the 2nd plane of compliance for the autonomous situation (black lines) and scenario A (red lines). The thick lines indicate the most likely situation, while the thin lines above and below indicate the uncertainty margins at the 75th and 25th percentile respectively.

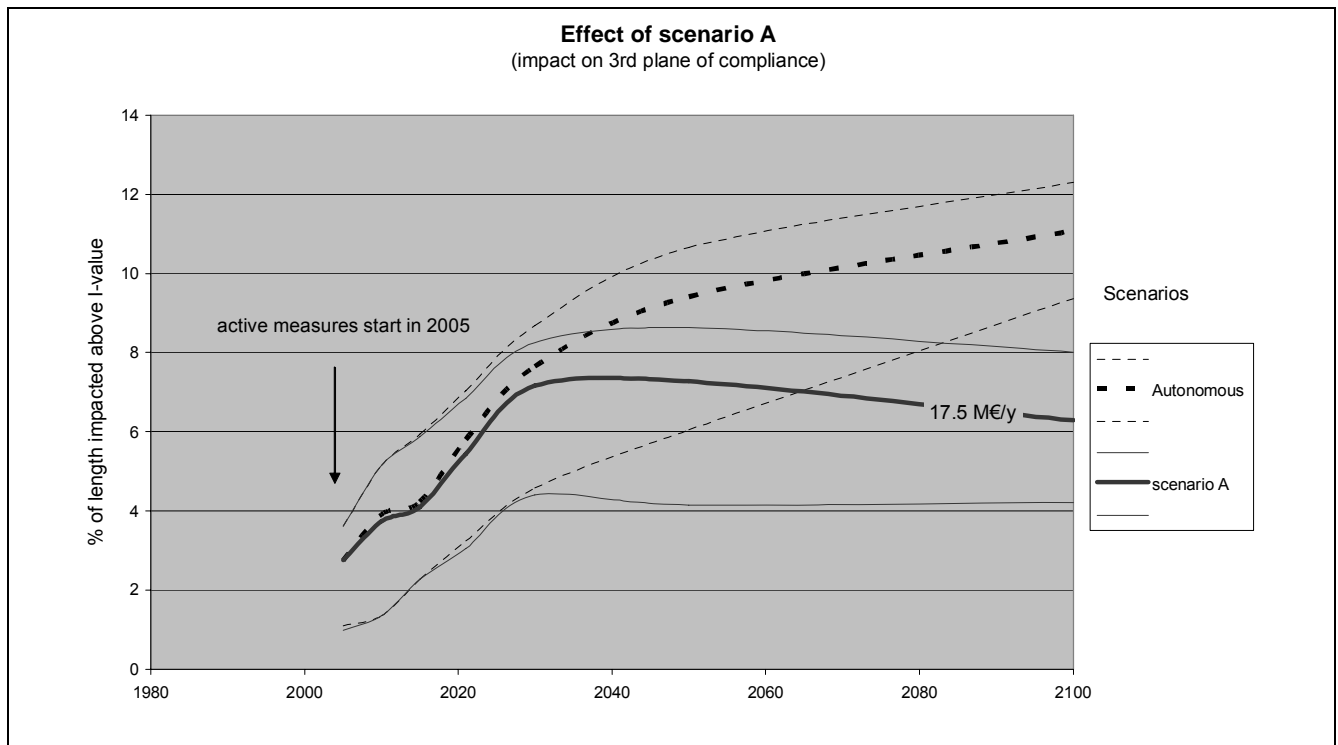


fig 4: Prediction of the impact to the 3rd plane of compliance for the autonomous situation (black lines) and combined scenario A (red lines). The thick lines indicate the most likely situation, while the thin lines above and below indicate the uncertainty margins at the 75th and 25th percentile respectively.

6 Conclusions

A risk-based approach has been developed for managing soil and groundwater contamination at a megasite scale, and has been successfully applied to the Rotterdam harbour area. By characterizing the contaminant situation, geohydrology and natural attenuation processes at a megasite level, it was possible to predict the current and future impact of the contamination on the (ground)water systems. For this, advanced ground- and surface water models have been used, including Monte-Carlo simulations to express the uncertainty associated with the predictions. The risk-based approach further comprises the evaluation of risk management scenarios in terms of cost and the degree of risk reduction.

The application of the risk based approach at the Rotterdam harbour area has demonstrated differences in the impact to surface water and groundwater systems. While the surface water system is not severely impacted by soil and groundwater contamination, the deeper groundwater systems are currently impacted and require active measures to reduce this impact on the long term. It has been shown that by combining source-, pathway- and receptor-oriented measures, a cost-efficient risk management scenario can be obtained. For a yearly budget between 15 to 20 million €, the impact to the groundwater systems will be considerably reduced. On the long term contaminant concentration trends will be reversed, which is in line with the objectives that are formulated in the EU legislation. Since a conventional site-specific approach requires a higher budget, and will not lead to a similar reduction of the impact, this risk-based approach is preferred.

7 References

Dutch soil protection act (2000): Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering, 4 februari 2000/ nr. DBO/1999226863. Staatscourant 24 februari 2000, nr. 39.

Groundwater directive (GWD) (2003): Commission Proposal for a Directive on the Protection of Groundwater Against Pollution COM(2003)550.

McCracken, D. D. (1955): The Monte Carlo Method, Scientific American, May, pp. 90 – 96

Pollock, D. W. (1994): User's guide for modpath/modpath-plot, version 3: A particle tracking post-processing package for modflow, the U.S. geological survey finite-difference ground-water flow model. Of 94-464, U.S. Geol. Survey, Washington, D.C.

SOQUMAS (soil quality management system), Port of Rotterdam

STOWA (2000): DufLOW for Windows v3.3, STOWA 2000-27, ISBN 90-5773.106.1, Utrecht, The Netherlands

Suarez, M. P. and H. S. Rifai (1999): Biodegradation Rates for Fuel Hydrocarbons and Chlorinated Solvents in Groundwater, Bioremediation Journal, 3(4): 337-362, 1999.

Ter Meer, J., J. Valstar, A. Marsman, A. Langenhoff, H. Rijnaarts (2004): Addendum deliverable 2.1. Megasite description (version 3.0). EU WELCOME project.

Van der Wal, J. T., J. Ter Meer, J. J. M. Staps, H. H. M. Rijnaarts (2003): Relative impact of soil and groundwater contamination on surface water quality: Rotterdam, TNO report CR03-009.

Water Framework Directive (WFD) (2000): Directive 2000/60/EC of the European parliament and of the council of 23 October 2000. Establishing a framework for Community action in the field of water policy.

WELCOME (2001): Water, Environment, Landscape Management at Contaminated Megasites. European Union project: FP5, EESD, EVK1-CT-2001-00103 (www.euwelcome.nl)

Empfehlungen und Arbeitshilfen von BLA-GEO und LABO-ALA für die Durchführung der Sickerwasserprognose

Wilhelmus H.M. Duijnisveld und Bernhard Engeser

Seit In-Kraft-Treten des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) und der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) im Jahr 1999 bestehen bundeseinheitliche Vorschriften für die Untersuchung und Bewertung von Verdachtsflächen, altlastverdächtigen Flächen, schädlichen Bodenveränderungen und Altlasten.

Zur Bewertung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser sieht die BBodSchV die Durchführung einer Sickerwasserprognose vor. Anfänglich fehlten jedoch konkrete methodische Regelungen über die praktische Ausführung von Sickerwasserprognosen. Insbesondere die Maßgaben zur Ermittlung der Schadstofffreisetzung aus Böden/Materialien sowie die Beurteilung des Rückhalte- und Abbauvermögens der ungesättigten Zone ließen einen breiten Interpretationsspielraum zu. Damit war für diesen Regelungsbereich der einheitliche Vollzug des BBodSchG und der BBodSchV in den Ländern sehr erschwert.

Die Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) hat deshalb auf Anregung des Altlastenausschusses (ALA) einen Unterausschuss (UA) eingesetzt, der unter Berücksichtigung bereits vorliegender Ausarbeitungen eine länderübergreifend abgestimmte Arbeitshilfe für die Untersuchung und Bewertung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser entwickeln soll. In mehreren Bundesländern liegen zu dieser Thematik bereits Arbeitshilfen vor. Auf seiner 25. Sitzung hat der ALA diesen Auftrag dahingehend präzisiert, dass „sich die Arbeiten zur Sickerwasserprognose auf die spezifischen Fälle altlastverdächtiger Flächen und Altlasten i.S. der BBodSchV sowie auf vergleichbare Fälle bei anlagenbezogenen stofflichen schädlichen Bodenveränderungen und deren Verdachtsflächen ... erstrecken sollen“.

Um die Aufgabe zu strukturieren, hat der UA im September 2003 zunächst eine mit ALA und LABO abgestimmte Arbeitshilfe „Sickerwasserprognose bei orientierende Untersuchungen“ vorgelegt (LABO, 2003). Die Arbeitshilfe kann von der Homepage der LABO heruntergeladen werden. Zur Vervollständigung der Thematik hat der UA anschließend eine Arbeitshilfe „Sickerwasserprognose bei Detailuntersuchungen“ erarbeitet (LABO, 2006). Sie wurde von der Umweltministerkonferenz im Mai 2007 zur Kenntnis genommen und den Ländern zur Anwendung empfohlen. Ergänzend zu dieser Arbeitshilfe hat der UA ein Berechnungsinstrument auf der Grundlage einer Excel-Anwendung (ALTEX-1D) erstellt, mit dem vereinfachte quantifizierende Abschätzungen für eine Sickerwasserprognose durchgeführt werden können. Die Arbeitshilfe mit der Excel-Anwendung stehen auf der Homepage der LABO zum Download bereit.

Die Umsetzung des BBodSchG und der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser und insbesondere für die Sickerwasserprognose erfordert in besonderem Maße Kenntnisse über den Aufbau des Untergrundes und die darin ablaufenden Prozesse einschließlich der Stoffverlagerungen in der ungesättigten Zone mit dem Sickerwasser. Daten und Methoden hierzu sind in den Staatlichen Geologischen Diensten (SGD) vorhanden. Daher ergibt sich für die SGD die Aufgabe, Beiträge zu liefern und die vorhandenen Daten und Methoden allgemein verfügbar zu machen, sodass eine effektive Bewertung des Pfades Boden-Grundwasser (Sickerwasserprognose) durchgeführt werden kann.

Die Ad-hoc-AG Hydrogeologie und die Ad-hoc-AG Boden des Bund/Länder-Ausschusses Bodenfor- schung (BLA-GEO) haben deshalb eine Unterarbeitsgruppe (UAG) „Sickerwasserprognose“ einge- setzt, die mit Hydrogeologen und Bodenkundlern besetzt wurde. Die Arbeitsgruppe sollte insbeson- dere die Fachkompetenz der SGD zur Standortbeschreibung für die Transportprognose in den Mittel- punkt der Arbeit stellen. Die UAG hat schwerpunktmäßig folgende Themenfelder bearbeitet:

- Erhebung und Erschließung von bodenkundlichen und (hydro-) geologischen Daten sowie die Kennwertermittlung und Parametrisierung der Sickerstrecke hinsichtlich des Transportverhaltens,
- Ermittlung des Wasserhaushalts am Standort und Quantifizierung der Sickerwasserrate aus dem Boden und der Grundwasserneubildung.

Die Ergebnisse der UAG werden in Form von Empfehlungen veröffentlicht (BLA-GEO, 2004, 2007). Neben diesen Empfehlungen, die auf dem existierenden Kenntnisstand beruhen, sollte aber auch auf- gezeigt werden, inwieweit Defizite und Forschungsbedarf existieren, die im Rahmen der Aufgaben der SGD zu bearbeiten sind.

Die Arbeiten des UA „Sickerwasserprognose“ des LABO-ALA (Verfasser der „Arbeitshilfen zur orientierenden Untersuchung bzw. zur Detailuntersuchung“, LABO, 2003, 2006) und der UAG Si- ckerwasserprognose des BLA-GEO erfolgten in wechselseitiger Abstimmung. Die UAG „Sickerwas- serprognose“ des BLA-GEO hat sich im Wesentlichen auf die Transportprognose beschränkt und dazu die Standortbeschreibung und den Wasserhaushalt ausführlich dargestellt. Der UA des ALA verweist in seinen Arbeitshilfen auf diese ausführliche Darstellung.

Quellenverzeichnis

BLA-GEO (2004): Empfehlungen für die Charakterisierung und Parametrisierung des Transportpfa- des Boden-Grundwasser als Grundlage für die Sickerwasserprognose: Version 1.0. Bund/Länder- Ausschuss Bodenforschung (BLA-GEO), Bericht der UAG Sickerwasserprognose der Ad-hoc-AG Hydrogeologie und Ad-hoc-AG Boden, 63 S.

(Internet-download unter: http://www.infogeo.de/infogeo/bla-geo/ad-hoc-ags/hydrogeologie/publika- tionen_und_downloads/pdf_pool/Empfehlungen_Sickerwasserprognose_BLA-GEO.pdf)

BLA-GEO (2007): Empfehlungen für die Charakterisierung und Parametrisierung des Transportpfa- des Boden-Grundwasser als Grundlage für die Sickerwasserprognose: Version 2.0. Bund/Länder- Ausschuss Bodenforschung (BLA-GEO), Bericht der UAG Sickerwasserprognose der Ad-hoc-AG Hydrogeologie und Ad-hoc-AG Boden. 89 S. (Entwurf von Juli 2007 wird demnächst veröffentlicht)

LABO (2003): Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei orientierenden Untersuchungen. Bund- /Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO), Altlastenausschuss (ALA), Unterausschuss Sickerwasserprognose. LABO-Bericht 2003, 64 S.

(Internet-download unter: <http://www.labo-deutschland.de/pdf/SiWaPrognose-120903.pdf>)

LABO (2006): Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei Detailuntersuchungen. Bund-/Länderarbeits- gemeinschaft Bodenschutz (LABO), Altlastenausschuss (ALA), Unterausschuss Sickerwasserprog- nose. Stand Oktober 2006, 111 S. (Internet-download unter: <http://www.labo-deutschland.de/>)

Im Rahmen der Beiträge zum Diskussionsforum Bodenwissenschaften sind mit folgendem Titel bislang erschienen:

Pflanzen für den Bodenschutz

Heft 1, 2000

Vom Bohrstock zum Bildschirm – Der Einsatz von digitalen Bodeninformationen

Heft 2, 2001

Vorsorgender Bodenschutz – Stand und Perspektiven der „Guten fachlichen Praxis“ für die landwirtschaftliche Bodennutzung

Heft 3, 2002

Bewertung von Böden – Lücken im Bodenschutzrecht und Lösungsansätze

Heft 4, 2003

Stand und Zukunft des Bodenmonitoring

Heft 5, 2004

Pixel und Profile – Fernerkundung in den Bodenwissenschaften

Heft 6, 2005

Bau und Boden – Möglichkeiten des Bodenmanagements

Heft 7, 2006

Bestellung:

Stiftung Fachhochschule Osnabrück
Fakultät Agrarwissenschaften & Landschaftsarchitektur
Postfach 1940
D-49009 Osnabrück

Telefon: 0541 969 5110

Telefax: 0541 969 5170

e-mail: al@fh-osnabrueck.de

homepage: www.al.fh-osnabrueck.de



Heftpreis: 8,00 € zzgl. Versand

Weitere Informationen zu bodenwissenschaftlichen Themengebieten und dem

Masterstudiengang „Bodennutzung und Bodenschutz“

an der Fachhochschule Osnabrück finden sich unter

www.al.fh-osnabrueck.de